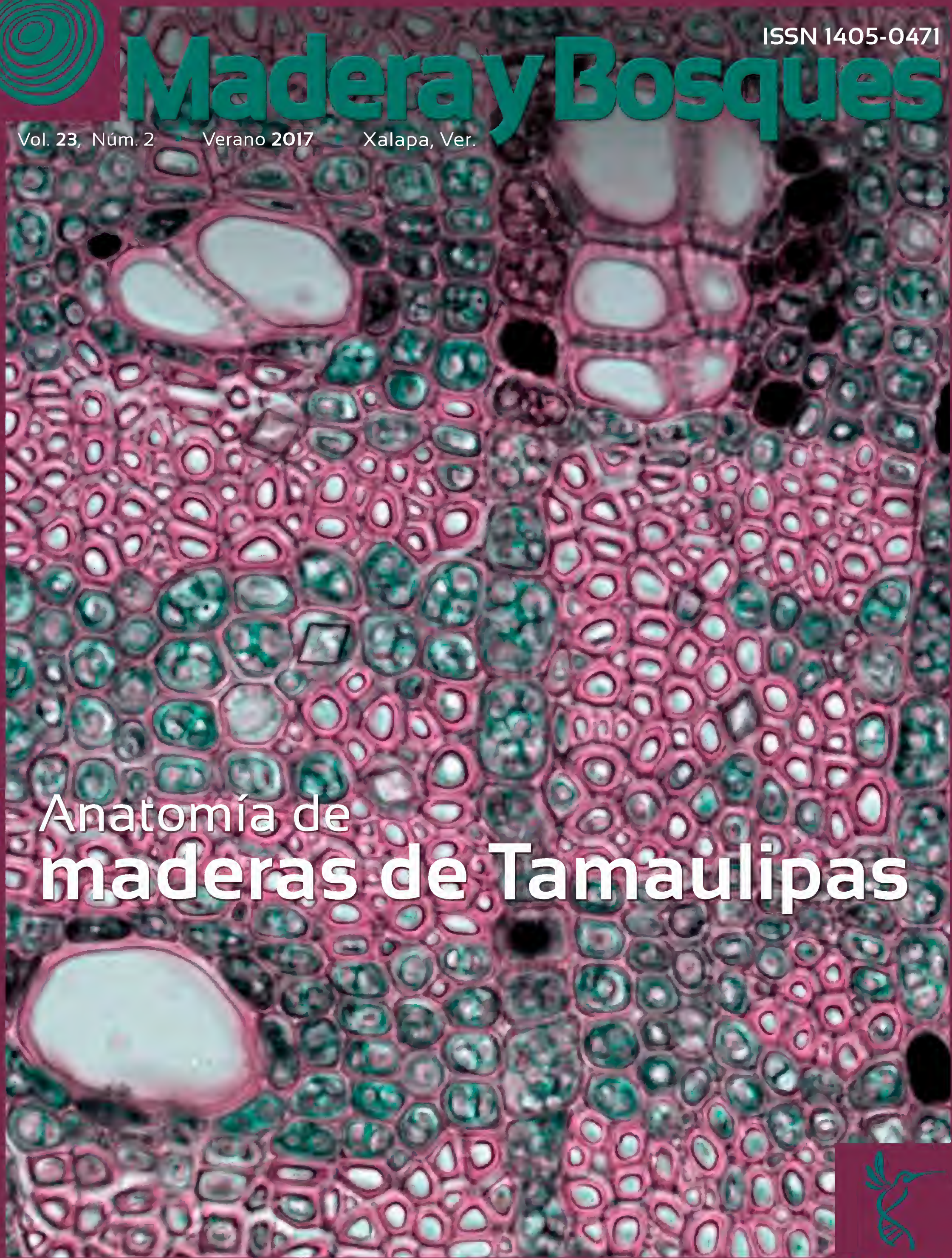
ISSN 1405-0471

Madera y Bosques

Vol. 23, Núm. 2 Verano 2017 Xalapa, Ver.



Anatomía de maderas de Tamaulipas

INECOL

Madera y Bosques

vol. 23 núm. 2 Verano 2017

comité editorial

Raymundo Dávalos Sotelo
Editor

Dr. Patrick J. Pellicane
Dr. Martín A. Mendoza Briseño
Dr. Ariel Lugo
M.C. Freddy Rojas Rodríguez
Dr. Alejandro Velázquez Martínez

Reyna Paula Zárate Morales
Producción editorial

consejo editorial

Dr. Óscar Aguirre Calderón
Universidad Autónoma de Nuevo León, México

Dr. Miguel Cerón Cardeña
Universidad Autónoma de Yucatán, México

M.C. Mario Fuentes Salinas
Universidad Autónoma de Chapingo, México

Dr. Rubén F. González Laredo
Instituto Tecnológico de Durango, México

Dr. Raymond P. Guries.
University of Wisconsin, EUA

Dr. Lázaro R. Sánchez Velázquez
Universidad Veracruzana, México

Dr. Amador Honorato Salazar
Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, México

Dr. Ezequiel Montes Ruelas
Universidad de Guadalajara, México

Dr. José de Jesús Návar Cháidez
Instituto Politécnico Nacional, Durango, México

Dra. Carmen de la Paz Pérez Olvera
Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa, México

Dr. Hugo Ramírez Maldonado
Universidad Autónoma Chapingo, México

Dra. María de los Ángeles Rechy de von Roth
Universidad Autónoma de Nuevo León, México

Dr. Víctor L. Barradas Miranda
Instituto de Ecología, UNAM, México

Damián Piña Bedolla
Maquetación

Gina Gallo
Diseño de portada

Madera y Bosques, Año 23, núm. 2, agosto 2017, es una publicación cuatrimestral editada por el Instituto de Ecología, A.C. Carretera Antigua a Coatepec núm. 351. Col. El Haya, C.P. 91070, Tel. (228) 8421800, ext. 6106, www.inecol.mx, mabosque@inecol.mx. Editor responsable: Dr. Raymundo Dávalos Sotelo. Reserva de Derecho al Uso Exclusivo núm. 04-2012-102312120900-102, ISSN 1405-0471, otorgado por el Instituto Nacional del Derecho de Autor, Licitud de Título núm. 12906 y Licitud de Contenido núm. 10479, ambos otorgados por la Comisión Calificadora de Publicaciones y Revistas Ilustradas de la Secretaría de Gobernación. Impresa por Mtra. María de Guadalupe González Aragón, Nayarit No. 63, Col. Roma Sur, Delegación Cuauhtémoc, C.P. 06760, Ciudad de México, este número se terminó de imprimir el 30 de agosto de 2017 con un tiraje de 20 ejemplares.

Las opiniones expresadas por los autores no necesariamente reflejan la postura del editor de la publicación.
Queda estrictamente prohibida la reproducción total o parcial de los contenidos e imágenes de la publicación sin previa autorización del editor.

La suscripción anual para 2017 es de $1000.00+$400 para gastos de envío al interior de la República y $110.00 USD al extranjero (no incluye gastos de envío). Precio por ejemplares sueltos $400.00 y $40.00 USD, respectivamente. Incluye costos de envío por correo aéreo. Suscripciones en Departamento de Adquisiciones del Instituto de Ecología, A.C. Carretera Antigua a Coatepec 351, El Haya, Xalapa 91070, Ver. Tel.: (228) 842 1800 ext 5125. c.e. miguel.castillo@inecol.mx. Donaciones e intercambios, en el Instituto de Ecología, A.C., al c.e.: biblio@inecol.mx.

Contenido

artículos científicos

7 **Efectos de las actividades de labranza en el índice de área foliar en una plantación de *Tectona grandis* en la zona norte de Costa Rica**
Juan Carlos Valverde, Mario Guevara-Bonilla, Dagoberto Arias, Elemer Briceño y Edwin Esquivel

21 **Anatomía de la madera de especies de la selva baja caducifolia de Tamaulipas, México**
Monserrat Ramírez-Martínez, Teresa Terrazas, Silvia Aguilar-Rodríguez y José Guadalupe Martínez-Ávalos

43 **Espuma fenólica de célula abierta hidratada como medio para mitigar estrés hídrico en plántulas de *Pinus leiophylla***
Abraham Palacios-Romero, Rodrigo Rodríguez-Laguna, Ramón Razo-Zárate, Joel Meza-Rangel, Francisco Prieto-García y M. de la Luz Hernández-Flores

53 **Análisis de subsidio al sector silvícola de la región del Biobío, Chile**
Cristian Mardones y Andrea Hernández

69 **Monitoreo de la degradación forestal en México con base en el inventario nacional forestal y de suelos (Infys)**
Ángel Leyva-Ovalle, José René Valdez-Lazalde, Héctor Manuel de los Santos-Posadas, Tomás Martínez-Trinidad, José Andrés Herrera-Corredor, Oziel Lugo-Espinosa y José Rodolfo García-Nava

85 **Diversidad y estructura genética de *Quercus crassifolia* en sitios de manejo forestal y uso local en Sierra Juárez, Oaxaca**
Montserrat Gorgonio-Ramírez, Ricardo Clark Tapia, Jorge E. Campos, Alejandro Monsalvo Reyes y Cecilia Alfonso Corrado

99 **Dinámica de fragmentación en la Sierra Madre Oriental y su impacto sobre la distribución potencial de la avifauna**
Jaime Castro-Navarro, Francisco Javier Sahagún-Sánchez y Humberto Reyes-Hernández

119 **Evaluación de las tasas de deforestación en Michoacán a escala detallada mediante un método híbrido de clasificación de imágenes SPOT**
Jean-François Mas, Richard Lemoine-Rodríguez, Rafael González, Jairo López-Sánchez, Andrés Piña-Garduño y Evelyn Herrera-Flores

133 **Land use and land cover dynamics in the dehesa of Sierra Morena Biosphere Reserve (Sierra Norte de Sevilla Natural Park, Spain), 1956-2007**
Juan Manuel Mancilla-Leytón, Antonio Puerto-Marchena y Ángel Martín-Vicente

145 **Influencia de factores edáficos en el crecimiento de una plantación de *Pinus greggii* Engelm. en Santiago de Anaya, Hidalgo, México**
Pedro Antonio Domínguez-Calleros, Rodrigo Rodríguez-Laguna, Juan Capulín-Grande, Ramón Razo-Zárate y Manuel Antonio Díaz-Vásquez

155 **Natural resistance of four Amazon woods submitted to xylophagous fungal infection under laboratory conditions**
Alisson Rodrigo Souza Reis, Luciane Pereira Reis, Miguel Alves Júnior, Josiane Celerino de Carvalho y Jhonata Ribeiro da Silva

163 **Evaluación de ecuaciones alométricas de biomasa epigea en una selva mediana subcaducifolia de Yucatán**
Gustavo Ramírez Ramírez, Juan Manuel Dupuy Rada, Luis Ramírez y Avilés y Francisco J. Solorio Sánchez

181 **Surface quality of the *Ficus* sp. wood veneers submitted to finishing treatments**
Karolina do Nascimento Pereira, Joaquim Carlos Gonçalez, Joabel Raabe y Alexandre Florian da Costa

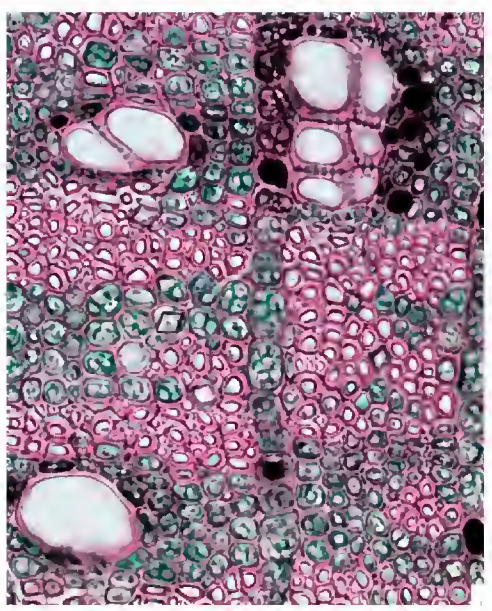
193 **Natural durability and dimensional stability of white mulberry (*Morus alba* L.) for Middle Eastern lutes**
Aida Se Golpayegani, Marie-France Thevenon, Iris Bremaud, Kambiz Pourtahmasi y Joseph Gril

205 **Prospectiva del sistema organizacional del sector forestal en Chihuahua, México**
Susana Vázquez-Álvarez, Concepción Luján-Álvarez, Jesús Miguel Olivas-García, Hilda Guadalupe González-Hernández y Humberto Luján-Álvarez

revisiones bibliográficas

225 **Variation of carbon uptake from forest species in Mexico: a review**
Marín Pompa-García y José Ángel Sigala-Rodríguez

Portada:
Corte histológico de madera de *Bauhinia divaricata* de Tamaulipas
Foto: **Teresa Terrazas**.
Universidad Nacional Autónoma de México



Contents

scientific papers

7 **Effects of tillage activities on leaf area index in a *Tectona grandis* plantation in northern Costa Rica**
Juan Carlos Valverde, Mario Guevara-Bonilla, Dagoberto Arias, Elemer Briceño and Edwin Esquivel

21 **Wood anatomy of species of a deciduous dry forest at Tamaulipas, Mexico**
Monserrat Ramírez-Martínez, Teresa Terrazas, Silvia Aguilar-Rodríguez and José Guadalupe Martínez-Ávalos

43 **Hidratated open cell phenolic foam as a mean to mitigate water stress in *Pinus leiophylla* seedlings**
Abraham Palacios-Romero, Rodrigo Rodríguez-Laguna, Ramón Razo-Zárate, Joel Meza-Rangel, Francisco Prieto-García and M. de la Luz Hernández-Flores

53 **Subsidy analysis to the forestry sector of the Biobío region, Chile**
Cristian Mardones and Andrea Hernández

69 **Monitoring forest degradation in Mexico based on the national forest and soil inventory (Infys)**
Ángel Leyva-Ovalle, José René Valdez-Lazalde, Héctor Manuel de los Santos-Posadas, Tomás Martínez-Trinidad, José Andrés Herrera-Corredor, Oziel Lugo-Espinosa and José Rodolfo García-Nava

85 **Diversity and genetic structure of *Quercus crassifolia* in managed forest and local use sites in Sierra Juárez, Oaxaca**
Montserrat Gorgonio-Ramírez, Ricardo Clark Tapia, Jorge E. Campos, Alejandro Monsalvo Reyes and Cecilia Alfonso Corrado

99 **Fragmentation dynamics in the Sierra Madre Oriental and its impact on the distribution of birds**
Jaime Castro-Navarro, Francisco Javier Sahagún-Sánchez and Humberto Reyes-Hernández

119 **Assessment of deforestation rates in Michoacan at detailed scale through a hybrid classification method of SPOT images**
Jean-François Mas, Richard Lemoine-Rodríguez, Rafael González, Jairo López-Sánchez, Andrés Piña-Garduño and Evelyn Herrera-Flores

133 **Dinámica del uso y cobertura del suelo en las dehesas de Sierra Morena (Parque Natural Sierra Norte de Sevilla, España), 1956-2007**
Juan Manuel Mancilla-Leytón, Antonio Puerto-Marchena and Ángel Martín-Vicente

145 **Influence of edaphic factors on the growth of a plantation of *Pinus greggii* Engelm. in Santiago de Anaya, Hidalgo, Mexico**
Pedro Antonio Domínguez-Calleros, Rodrigo Rodríguez-Laguna, Juan Capulín-Grande, Ramón Razo-Zárate and Manuel Antonio Díaz-Vásquez

155 **Resistencia natural de cuatro maderas amazonas sometidas a hongos xilófagos en condiciones de laboratorio**
Alisson Rodrigo Souza Reis, Luciane Pereira Reis, Miguel Alves Júnior, Josiane Celerino de Carvalho and Jhonata Ribeiro da Silva

163 **Evaluation of allometric equations of aboveground biomass in a semideciduous tropical forest of Yucatan**
Gustavo Ramírez Ramírez, Juan Manuel Dupuy Rada, Luis Ramírez y Avilés and Francisco J. Solorio Sánchez

181 **Calidad de la superficie de chapas de madera de *Ficus* sp. sometidas a tratamientos de acabado**
Karolina do Nascimento Pereira, Joaquim Carlos Gonçalez, Joabel Raabe and Alexandre Florian da Costa

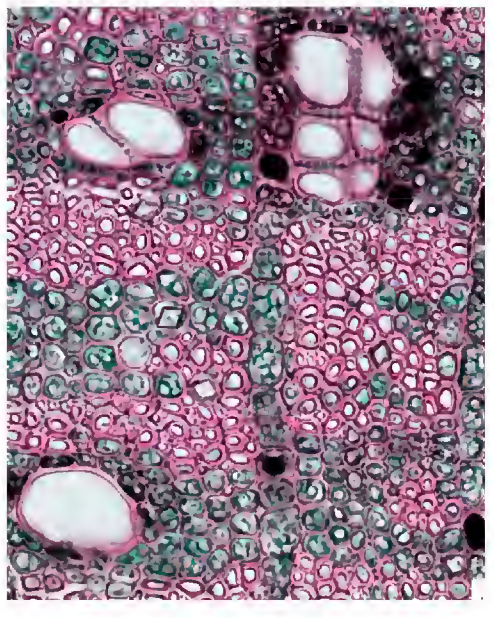
193 **Durabilidad natural y estabilidad dimensional de mora blanca (*Morus alba* L.) para laúdes del Medio Oriente**
Aida Se Golpayegani, Marie-France Thevenon, Iris Bremaud, Kambiz Pourtahmasi and Joseph Gril

205 **Prospective of forest sector's organizational system in Chihuahua, Mexico**
Susana Vázquez-Álvarez, Concepción Luján-Álvarez, Jesús Miguel Olivas-García, Hilda Guadalupe González-Hernández and Humberto Luján-Álvarez

literature reviews

225 **Variación de captura de carbono de especies forestales en México: una revisión**
Marín Pompa-García and José Ángel Sigala-Rodríguez

Cover:
Histological slide of *Bauhinia divaricata* wood from Tamaulipas State, Mexico
Photo by: **Teresa Terrazas**
Universidad Nacional Autónoma de México



ARTÍCULOS CIENTÍFICOS

doi:10.21829/myb.2017.232498

Madera y **Bosques** vol. **23**, núm. **2: 7-19** Verano **2017**

Efectos de las actividades de labranza en el **índice de área foliar** en una plantación de *Tectona grandis* en la zona norte de Costa Rica

Effects of tillage activities on leaf area index in a *Tectona grandis* plantation in northern Costa Rica

Juan Carlos Valverde[1*], Mario Guevara-Bonilla[1], Dagoberto Arias[1], Elemer Briceño[1] y Edwin Esquivel[1]

1 Instituto Tecnológico de Costa Rica, Escuela de Ingeniería Forestal, Cartago, Costa Rica

* Autor para Correspondencia: jcvalverde@itcr.ac.cr

Resumen

Tectona grandis es una de las especies más utilizadas en los proyectos de reforestación en Costa Rica y ha sido plantada en sitios con problemas de capas adensadas en el perfil del suelo que retrasan el crecimiento de las plantaciones; por esta razón se hace necesario el desarrollo de actividades de labranza que mejoren las condiciones del suelo y favorezcan la productividad. En el presente estudio se evaluaron los efectos en el diámetro, altura total e índice de área foliar (IAF) de ocho tratamientos de labranza (testigo, testigo con dolomita, labrado con uno, tres y cinco cinceles tanto a 25 cm como a 40 cm de profundidad en combinación con dolomita) aplicados durante 2013 en una plantación de *T. grandis*. Tres años después de la labranza, no se encontraron diferencias significativas en el diámetro y en altura de los árboles (en promedio 11,74 cm y 11,1 m respectivamente). En cambio, el IAF mostró la formación de dos agrupaciones de tratamientos, una conformada por el testigo y testigo con dolomita y otra por individuos con suelo labrado. La primera agrupación presentó IAF menores a 3,80 m^2 m^{-2}, con correlaciones de IAF-altura inferiores a 15% y modelos alométricos con errores estándar altos; esto se debió a la heterogeneidad de los individuos causada por el estrés generado por las condiciones de compactación en el suelo. En contraste, los individuos con suelo labrado presentaron IAF superiores a 4,5 m^2 m^{-2}, con correlaciones de IAF-altura superiores a 56% y modelos alométricos con errores estándar menores a 0,20; el aumento se atribuye al proceso de reactivación del crecimiento de los individuos producto del mejoramiento en las propiedades del suelo.

Palabras clave: crecimiento de los árboles, fotografía hemisférica, labranza, plantación forestal, suelo.

Abstract

Tectona grandis is one of the species most used in reforestation projects in Costa Rica, and it has been planted on sites with problems of soil compaction layers that delay plantation growth; for this reason it is necessary to develop activities that improve soil conditions and promote productivity. The present study evaluated the effects on diameter, total height and leaf area index (LAI) of eight tillage treatments (witness, witness with dolomite, tillage with one, three and five chisels both 25 cm and 40 cm deep in combination with dolomite) applied during 2013 in a *T. grandis* plantation. Results showed that three years after tillage no significant differences were found in diameter and tree height (in average 11,74 cm and 11,1 m respectively). Instead the LAI showed the formation of two groups of treatments, one formed by the witness and witness with dolomite and the other with the tillage treatments. The first group presented LAI less than 3,80 m^2 m^{-2}, with correlations of leaf area index-height below 15% and allometric models with high standard errors, this is due to the heterogeneity of the individuals caused by the stress generated by the conditions of soil compaction. On the other hand, individuals with soil tillage presented LAI superior to 4,5 m^2 m^{-2}, with correlations of LAI-height greater than 56% and allometric models with errors standard under 0,20; the increase is due to the recovery process of the individual growth caused by the improvement of soil properties.

Keywords: tree growth, hemispherical photography, tillage, forest plantation, soil.

Introducción

Tectona grandis (teca) en Costa Rica se ha utilizado en proyectos de reforestación con fines comerciales (Boley, Drew y Andrus, 2009), se caracteriza por tener una madera con excelentes propiedades físicas (Tewari, Sukumar, Kumar y Gadow, 2014), mecánicas (Aristide, Christophe, Sossou, Malahimi y Antoine, 2015) y atractivo estético (Boley *et al.*, 2009), lo que propicia que tenga un valor económico susceptible en los mercados internacionales de comercialización maderera (Tewari *et al.*, 2014). En el proceso de establecimiento de *T. grandis* es fundamental considerar las características edáficas, esta especie requiere de suelos con densidad y acidez baja, con niveles nutricionales elevados, drenajes profundos y poca pendiente (Khanduri, Lalnundanga y Vanlalremkimi, 2008; Zhou, Liang, Xu, Zhang y Huang., 2012). En Costa Rica es común encontrar plantaciones juveniles (menores a cinco años de edad) de *T. grandis* establecidas en sitios anteriormente dedicados a la ganadería (Boley *et al.*, 2009), presentando niveles de compactación de suelo elevados que afectan directamente el crecimiento y calidad de las plantaciones (Khanduri *et al.*, 2008; Vyas, Mehta, Dinakaran y Krishnayya, 2010; Fernández-Moya y Alvarado 2014).

Para contrarrestar la compactación se han desarrollado actividades como la labranza o mecanización de suelo (Aruga, Hiyamizu, Nakahata y Saito, 2013), que generan cambios en la estructura (Aruga *et al.*, 2013) y en la densidad (Engler, Becker y Hoffmann, 2016), mejoran la aeración (Aruga *et al.*, 2013) y generan variaciones en el movimiento superficial e interno del agua e inclusive en la disponibilidad de nutrientes y materia orgánica (Bottinelli, Hallaire, Goutal, Bonnaud y Ranger, 2014). Lo anterior estimula en el mediano plazo el crecimiento de *T. grandis* y con ello la reducción de los turnos de cosecha y el incremento en la calidad de la madera (Culshaw y Stokes, 1995).

Para evaluar los efectos de la labranza en el tiempo se han desarrollado múltiples pruebas como análisis de desarrollo radicular (Tewari *et al.*, 2014), análisis nutricionales foliares (Fernández-Moya y Alvarado, 2014), pruebas de compactación, infiltración y estructura de suelo (Yoshifuji *et al.*, 2009) y análisis de índice de área foliar (IAF) (Vyas *et al.*, 2010; Zhang *et al.*, 2011). Este último análisis es uno de los más efectivos por que cuantifica el nivel de crecimiento aéreo de un individuo (Aruga *et al.*, 2013) y el efecto de condiciones ambientales del sitio (Vyas *et al.*, 2010). Además, es una variable fisiológica clave para el desarrollo de modelos de crecimiento (Demarez, Duthoit, Baret, Weiss y Dedieu, 2008; Chianucci, Cutini, Corona y Puletti, 2014), fijación de carbono (Liu, Pattey y Admiral., 2013) y dinámica de desarrollo de especies y poblaciones (Poblete-Echeverría, Fuentes, Ortega-Farias, Gonzalez-Talice y Yuri, 2015; Vyas *et al.*, 2010). El IAF se define como la relación del área de tejido foliar vivo por unidad horizontal de superficie (Marshall y Waring, 1986; Arias, 2004). Es un parámetro que tiende a ser utilizado a nivel individuo (y no extrapolado a una unidad de área) tanto en plantaciones como en bosque natural, debido es un indicador que muestra el grado de desarrollo foliar y salud de un organismo y puede ser relacionado con mayor simplicidad a otras variables fisiológicas (Demarez *et al.*, 2008, Chianucci *et al.*, 2014).

La medición del IAF se puede realizar con método directo o indirecto; el método directo consiste en cosechar el individuo o parte de su copa y, a partir de relaciones alométricas, masa seca de las hojas y área foliar específica (el área promedio de las hojas), se genera el IAF (Mason, Diepstraten, Pinjuv y Lasserre, 2012); es un método de alta precisión, pero destructivo y de un costo económico elevado (Mason *et al.*, 2012; Leblanc y Fournier, 2014). En cambio, el método indirecto no altera al individuo de estudio, facilitando un monitoreo del IAF en el tiempo de una forma precisa y rápida, pero con la necesidad de crear factores de corrección en las mediciones de cada especie a estudiar (Vyas *et al.*, 2010). Entre las metodologías indirectas de más empleadas se destaca la fotografía digital hemisférica. Esta se basa en la utilización de lentes de tipo "ojo de pez" que se incorporan a cámaras fotográficas y teléfonos móviles (recientemente se han desarrollado aplicaciones que permiten recrear el ángulo del lente) y permi-

ten tomar una fotografía angular que es complementada con un software libre. Este software contiene modelos algorítmicos basados en la Ley de Beer-Lamberth que simplifican el procesamiento de la información (Vyas *et al.*, 2010; Mason *et al.*, 2012) y genera el IAF de forma precisa.

Entre los estudios desarrollados para evaluar el efecto de la labranza en el IAF de cultivos forestales se destaca el realizado por Aruga *et al.* (2013), quienes evaluaron los efectos de la labranza con más de tres especies forestales en Japón, encontrando aumentos de IAF en suelos mecanizados. Por su parte Engler *et al.* (2016), con plantaciones dendroenergéticas de Eucalipto, encontró aumento en la productividad de biomasa y de IAF de 10% a 15% en suelos labrados. Bottinelli *et al.* (2014) con especies de eucalipto y pino obtuvieron aumento en la homogeneidad de las plantaciones y mejoras en el desarrollo diamétrico a siete años de la labranza del suelo a 30 cm de profundidad. Sin embargo, de los estudios realizados no se han encontrado investigaciones puntuales con *T. grandis* que relacionen la labranza del suelo y el IAF como indicador de desarrollo.

Objetivo

Evaluar, después de tres años de establecido el experimento, los efectos de ocho tratamientos de labranza en el crecimiento diamétrico, altura total e IAF en una plantación de 144 meses de edad de *T. grandis* en la zona norte de Costa Rica. La hipótesis nula del trabajo es que el crecimiento de las plantaciones es independiente del mejoramiento de las propiedades físicas y químicas del suelo en plantaciones que fueron establecidas sin labranza inicial del suelo.

Materiales y métodos

Se evaluaron 48 individuos (seis individuos por tratamiento) de *T. grandis* de 144 meses de edad (cuando se realizaron las actividades de labranza la plantación tenía 72 meses de edad), con un espaciamiento de 3 m × 3 m, todos los individuos contaron con una poda a 2,5 m de altura a partir de la base, realizada a los 12 meses de edad.

Sitio de estudio

El sitio de estudio se ubicó en una plantación comercial con fines de producción de madera para exportación del Grupo de Reforestación Internacional en Pavón, Alajuela, Costa Rica (10°50'18,51" N; 84°39'40,12" O), a una altitud de 792 m, con una temperatura media anual de 29 °C y una precipitación anual promedio de 2700 mm (Instituto Meteorológico Nacional, 2016). El sitio no había tenido preparación previa del suelo al momento de la plantación, y anteriormente se había dedicado a actividades agrícolas y ganaderas.

Tratamientos

La operación de labranza se realizó en el año 2013 con un tractor marca Same de 65 caballos de fuerza y un arado de cincel. La velocidad del tractor al momento de la actividad fue constante en cada tratamiento, con el fin de obtener un subsolado homogéneo (Tabla 1). Los tratamientos consistieron en una combinación de dos profundidades de subsoleo (25 cm y 50 cm) y tres intensidades diferentes de labranza definidas por la cantidad de cinceles utilizados en el aditamento y la velocidad del tractor al momento de la actividad, formando un total de ocho tratamientos (Tabla 1). Adicionalmente, a todos los tratamientos exceptuando al testigo, se les adicionó una dosis de cal y magnesio $(CO_3)_2$ equivalente a 3 Mg ha^{-1} para tener un suelo con un porcentaje de saturación de acidez inferior a 10%. Los tratamientos se aplicaron en parcelas de 8 árboles × 8 árboles y se acomodaron aleatoriamente dentro de un bloque de 16 árboles × 32 árboles. Antes de la labranza, el suelo presentó una densidad promedio de 1,18 g cm^{-3} y una alta resistencia a la penetración de 1,08 kg cm^{-2}, posterior a la labranza la densidad media bajó a 1,07 g cm^{-3} y la resistencia a la penetración a 0,80 kg cm^{-2}.

Mediciones alométricas

Se desarrollaron mediciones de altura total y diámetro tanto en el año 2013 como en el 2016; la medición diamétrica se realizó a una altura de 1,3 m sobre nivel del suelo con una cinta diamétrica marca Forestry Suppliers® graduada en milímetros. Mientras la altura total se evaluó con una vara telescópica de 15 m de altura máxima marca Hastings®.

Tabla 1. Tratamientos de labranza evaluados en una plantación de *T. grandis* en la zona norte de Costa Rica.

Tratamiento	*Velocidad de labranza ($m\ s^{-1}$)*	*Características*
Testigo (T)	-	No se aplicó labranza ni encalado alguno al suelo
Testigo con cal dolomita (TD)	-	Suelo sin labranza pero con aplicación superficial de cal dolomita
1P25	1,33	Arado con un cincel a 25 cm de profundidad
3P25	0,75	Arado con tres cinceles a 25 cm de profundidad
5P25	0,56	Arado con cinco cinceles a 25 cm de profundidad
1P40	1,33	Arado con un cincel a 40 cm de profundidad
3P40	0,75	Subsolado con tres cinceles a 40 cm de profundidad
5P40	0,56	Arado con cinco cinceles a 40 cm de profundidad

Medición indirecta de IAF

Se consideró el índice de área de la planta (IAP, definido como la sumatoria del área foliar y leñosa aérea de la planta) como parámetro para obtener el IAF indirecto, generado a partir de imágenes fotográficas hemisféricas (obtenidas con la aplicación móvil). Las mediciones se desarrollaron en el mes de marzo de 2016 aplicando la metodología propuesta por Mougin *et al.* (2014) y Chianucci, Puletti, Giacomello, Cutini y Corona (2015), en clima totalmente nublado y sin presencia de viento.

Para la obtención de fotografías digitales hemisféricas se utilizó un teléfono móvil marca ASUS® Modelo Zenfone 5 con una cámara de 8MP (una resolución de 2024 pixeles × 2024 pixeles en formato RGB) y con la aplicación móvil Fisheye Pro versión 1.2 (R22 *software*) para Android. Todas las fotografías se tomaron niveladas (controlado con el uso un trípode) a una altura de 60 cm sobre nivel del suelo y con la dirección hacia el norte previamente marcada.

Las fotografías hemisféricas se procesaron con el *software* CAN_EYE versión 6.3.13 (Weiss *et al.*, 2004), previamente se calibraron según el método descrito en el manual del CAN_EYE (versión 6.3.6) (Weiss, Baret, Smith, Jockheere y Coppin, 2004). Se limitó el grado de visión de las imágenes a 60° y con la opción de recorte en CAN_EYE, se eliminaron las copas de los árboles que rodeaban a cada individuo de estudio con el fin de prevenir las distorsiones y sesgos en el cálculo del IAP; igualmente se configuró un ángulo zenith de 2,5° y azimut de 5° (Chianucci *et al.* 2015), con un análisis de pixeles de tipo *No mixed pixels* (2 clases); el algoritmo seleccionado fue el IAF-2000 4 *rings* debido a que en estudios previos realizados por Chianucci *et al.* (2015) ha mostrado mayor precisión en especies tropicales.

Medición directa de IAF

En los árboles evaluados se tomaron muestras foliares siguiendo la metodología de Mason *et al.* (2012), las muestras se escanearon a color y con una calidad de 354 pixeles por centímetro (900 pixeles por pulgada), utilizando un escáner Epson® modelo TX-110. Se calculó el área foliar específica (AFE) con el software WINFOLIA® versión 2012 pro. Posteriormente, las hojas se secaron a 65 °C por 48 horas para determinar el peso seco y con este se determinó el IAF (Ec. 1).

$$IAF = \left(\left({}^{\Sigma AFE}/_{\Sigma PS} \right) * NH \right) * UA \qquad [1]$$

Donde,

ΣAFE = sumatoria del área foliar específica (m^2)

ΣPS = sumatoria del peso seco de las hojas (g)

NH = número de hojas contabilizadas en la copa del árbol

UA = unidad de área del suelo (en este caso de 9 m^2)

Análisis estadístico

La base de datos se sometió a pruebas de consistencia mediante la realización de gráficos *Box Plot*. Se evaluó si existían diferencias significativas en los valores de diámetro y en los de altura total de los períodos 2013 y 2016 y, posteriormente, se analizaron las diferencias en crecimiento obtenidas en dicho periodo. Además, se evaluó la existencia de diferencias entre el IAF directo y el indirecto (del año 2016) de cada uno de los tratamientos, para lo cual se aplicó un análisis de varianza de una vía (Andeva), con su respectiva comprobación de normalidad de los residuales y homogeneidad de las varianzas. En los tratamientos donde se obtuvieron diferencias, se procedió a realizar la prueba de comparación múltiple según Tukey ($\alpha = 0{,}05$). Además, se realizó un análisis de correlación de Pearson para valorar el grado de relación entre la altura total (del 2016) y el IAF indirecto; según mencionan Piayda *et al.* (2015), conforme mayor sea la correlación de IAF y altura total, mayor es la efectividad del tratamiento de mecanización. Se generaron modelos de regresión para relacionar las variables IAF indirecto con IAP, para lo cual se siguió la metodología de Mason *et al.* (2012), que consiste en regresiones lineales (Ec. 2) en las que el IAP es la variable independiente y el IAF indirecto es la variable dependiente.

$$\text{IAF} = a + b \cdot \text{IAP} \qquad [2]$$

Donde:

IAF = índice de área foliar

IAP = índice de área de la planta

a = ordenada al origen

b = pendiente

Estos análisis de regresión se realizaron con una significancia de 0,05 en el programa STATISTICA 9.0.

Resultados

Efectos de las actividades de labranza en las variables dasométricas

Los resultados no mostraron diferencias significativas en los valores del diámetro (Tabla 2) tanto del año 2013 (con diámetros que variaron de 8,19 cm a 9,16 cm), como del 2016 (de 10,80 cm a 12,50 cm); con un aumento diamétrico anual de 0,67 cm a 1,27 cm. Con la altura total en el año 2013 se mostraron diferencias significativas en las

Tabla 2. Valores promedio y desviación estándar del diámetro, altura total e incrementos de crecimiento en individuos de una plantación de *T. grandis* en la zona norte de Costa Rica.

Tratamiento	*2013*		*2016*		*Incremento anual*	
	Diámetro (cm)	*Altura Total (m)*	*Diámetro (cm)*	*Altura Total (m)*	*Diamétrico (cm)*	*Altura total (m)*
T	9,16[a] (1,06)	9,31[b] (1,33)	11,80[a] (1,22)	9,90[a] (1,20)	0,99[a] (0,12)	0,20[a] (0,62)
DT	8,19[a] (1,33)	9,17[ab] (1,02)	11,83[a] (1,37)	10,20[a] (1,10)	1,21[a] (0,41)	0,34[ab] (0,77)
1P25	8,79[a] (1,85)	9,25[ab] (1,02)	10,80[a] (0,77)	11,20[a] (1,25)	0,67[a] (0,20)	0,65[ab] (0,72)
3P25	8,92[a] (1,59)	9,20[ab] (1,12)	12,03[a] (1,69)	10,10[a] (0,95)	1,03[a] (0,29)	0,30[a] (0,60)
5P25	8,71[a] (1,89)	9,39[b] (1,56)	11,55[a] (1,16)	12,20[a] (1,30)	0,95[a] (0,33)	0,93[b] (0,54)
1P40	9,09[a] (1,45)	9,31[b] (1,25)	11,40[a] (1,37)	11,62[a] (1,50)	0,77[a] (0,24)	0,77[b] (0,66)
3P40	8,81[a] (1,95)	8,81[ab] (1,56)	10,97[a] (0,89)	12,31[a] (0,94)	0,72[a] (0,20)	1,17[b] (0,74)
5P40	8,67[a] (1,02)	8,64[a] (1,44)	12,50[a] (1,37)	10,60[a] (1,23)	1,27[a] (0,21)	0,65[ab] (0,59)

Nota: datos entre paréntesis corresponden a la desviación estándar; letras distintas en cada columna muestran diferencias significativas (Tukey, P < 0,05).

alturas con variaciones de 8,64 m a 9,39 m sin un tratamiento claramente dominante; sin embargo, para el año 2016 no se encontraron diferenciaciones considerables en las alturas (variación de 9,90 m a 12,31 m) con incrementos anuales de 0,20 m a 1,17 m.

Efectos de la labranza en la estimación del IAF

Un primer resultado indica que se encontró diferencia entre el AFE del testigo (Tabla 3), que presentó un valor medio de 24,79 cm^2, en comparación con los seis tratamientos de labranza que mostraron AFE significativamente mayores (en promedio de 57,17 cm^2). Al analizar el IAF de método directo se encontraron variaciones de 3,51 $m^2 m^{-2}$ a 5,88 $m^2 m^{-2}$, mostrando dos agrupaciones con diferenciaciones significativas entre sí. El primer grupo conformado por los testigos (T y TD) que arrojaron valores inferiores a 3,75 $m^2 m^{-2}$ y una segunda agrupación conformada por los tratamientos de labranza que mostraron valores superiores a 4,87 $m^2 m^{-2}$, pero sin tener diferenciaciones significativas entre los tratamientos de labranza.

El IAF de método indirecto, presentó valores de 3,40 m^2m^{-2} a 5,83 m^2m^{-2}, con una subestimación de los valores de IAF de 15% a 35% con respecto a los IAF directos, pero manteniendo la tendencia de agrupación de T y DT con los valores menores (3,30 m^2m^{-2} a 3,75 m^2m^{-2}) y con el grupo de tratamientos con labranza de suelo (superiores a 4,87 m^2m^{-2}), que no mostraron diferencias entre sí.

Tabla 3. Valores promedio y desviación del área foliar específica (AFE) e índice de área foliar (IAF) directo e indirecto de una plantación de *T. grandis* en la zona norte de Costa Rica.

Tratamiento	*AFE (cm^2)*	*IAF directo (m^2m^{-2})*	
		Directo	*Indirecto*
T	23,69[a] (11,21)	3,51[a] (0,88)	3,40[a] (0,94)
DT	25,89[a] (10,01)	3,79[a] (0,51)	3,75[a] (0,63)
1P25	43,50[b] (9,19)	5,69[b] (0,49)	5,67[b] (0,55)
3P25	49,99[b] (12,49)	5,58[b] (0,37)	5,52[b] (0,40)
5P25	52,45[b] (8,66)	5,88[b] (0,42)	5,83[b] (0,45)
1P40	59,99[b] (10,05)	5,61[b] (0,41)	5,57[b] (0,49)
3P40	40,11[b] (12,12)	4,92[b] (0,41)	4,87[b] (0,49)
5P40	44,53[b] (9,78)	5,79[b] (0,40)	5,75[b] (0,52)

Nota: datos entre paréntesis corresponden a la desviación estándar; letras distintas en cada columna muestran diferencias significativas (Tukey, $P < 0,05$).

Correlación del IAF y la altura total

Al relacionar los valores de IAF indirecto con la altura total (Fig. 1) se encontró una correlación inferior a 15% para los tratamientos T y TD (Fig. 1a y 1b), mostrando que la variabilidad en IAF de los árboles de ambos tratamientos es amplia. En cambio, los árboles ubicados en el suelo labrado mostraron relaciones superiores a 59%, mostrando una tendencia inversamente proporcional: conforme aumenta la altura total, el IAF decrece. Esta tendencia se muestra con mayor claridad en los tratamientos con labranza superficial: 1P25 (Fig. 1c), 3P25 (Fig. 1d) y 5P25 (Fig. 1e) con correlaciones entre 65% y 81%; en comparación con los tratamientos de labranza profunda 1P40 (Fig. 1f), 3P40 (Fig. 1g) y 5P40 (Fig. 1h), que mostraron correlaciones moderadas entre 59% y 75%. Sin embargo, es relevante destacar que aun con esta tendencia en las correlaciones, la diferenciación entre tratamientos no es significativa.

Modelos de regresión del IAF a partir de IAP

De manera general, los modelos de IAF indirecto mostraron la tendencia hacia un aumento lineal de IAF en función del IAP (Fig. 2). Los tratamientos 1P40 y 3P40 tendieron a sobrestimar el IAF cuando los valores de IAF eran superiores a 5,0 m^2m^{-2} y a subestimarlo cuando los valores de IAP eran inferiores a 5,3 m^2m^{-2}; en cambio el comportamiento de los seis tratamientos restantes fue a subestimar el IAF entre 10% y 40% con respecto a los valores del IAP. Al evaluar los modelos considerados, se encontró que los modelos de T y TD ($IAF=0,46 \cdot IAP+3,86$ y $IAF=0,46 \cdot IAP-0,54$) mostraron la menor precisión, debido a que son los que más subestiman el IAF, presentan los coeficientes de determinación menores y tienen errores estándar superiores a 0,19 (Tabla 3); en cambio con los modelos de labranza a 25 cm de profundidad, se obtuvieron subestimaciones de IAF entre 5% y 15%,

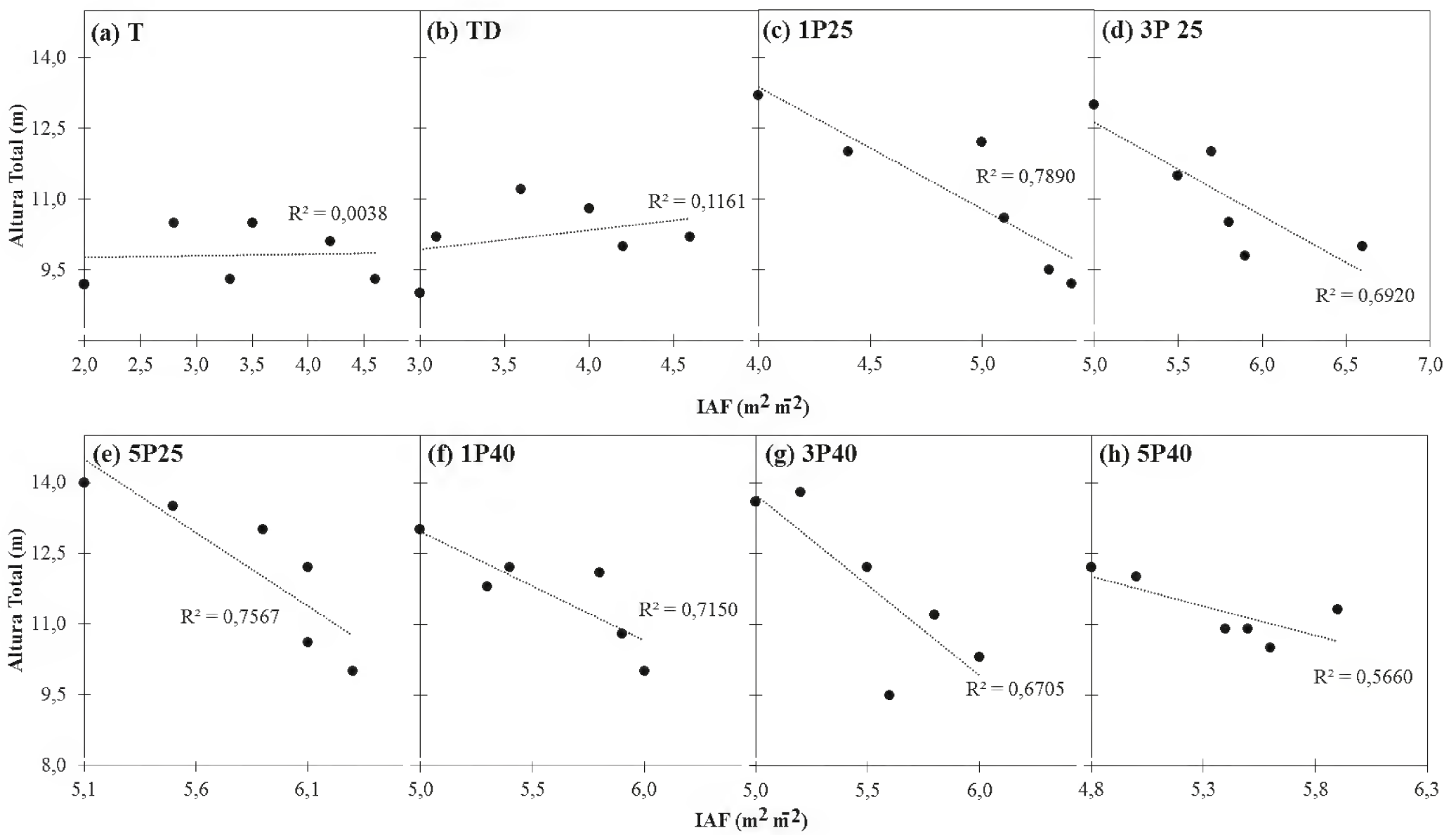


FIGURA 1. Correlación de la altura total y el índice de área foliar (IAF) indirecto en individuos juveniles de una plantación de *T. grandis* en la zona norte de Costa Rica.

siendo las menores en todos los tratamientos evaluados, con coeficientes de determinación ente 0,72 y 0,84 y errores estándar inferiores a 0,16. En cambio, los modelos con labranza a 40 cm presentaron una tendencia a subestimar el IAF especialmente en árboles de porte pequeño y de sobreestimarlo en árboles de mayores dimensiones, con coeficientes de determinación que variaron de 0,62 a 0,84 y errores estándar intermedios que oscilaron entre 0,09 y 0,16.

DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos (Tabla 2) no evidenciaron efectos de la labranza en el crecimiento diamétrico, esto se debe entre otros aspectos a dos factores principales: 1) el crecimiento de *T. grandis* en etapa juvenil (de tres a ocho años de edad) se enfoca en el desarrollo apical, como estrategia de sobrevivencia de la especie para mantenerse en un sitio; por esto el crecimiento diamétrico se incrementa posterior al sexto año de vida (Khanduri *et al.*, 2008). 2) No ha transcurrido el suficiente tiempo para ver reflejado el efecto de la mejora del suelo (que se evidenció con la disminución de resistencia a la penetración y de densidad del suelo) en el crecimiento en el diámetro de los individuos; esto último se debe a que es un proceso de readaptación de los árboles y de su sistema radicular a los suelos mejorados. Según Tausz, Grulke, Richter y Kikuta (2014), las plantas inician con aumento radicular y foliar como promotores de crecimiento apical en primera instancia y el crecimiento diamétrico se evidencia de 24 a 60 meses después de la labranza (dependiendo de la edad y la especie), por cual no es de esperar cambios significativos a los 36 meses.

En el caso de la altura total, los resultados (Tabla 2) mostraron una homogeneización en esta variable, pro-

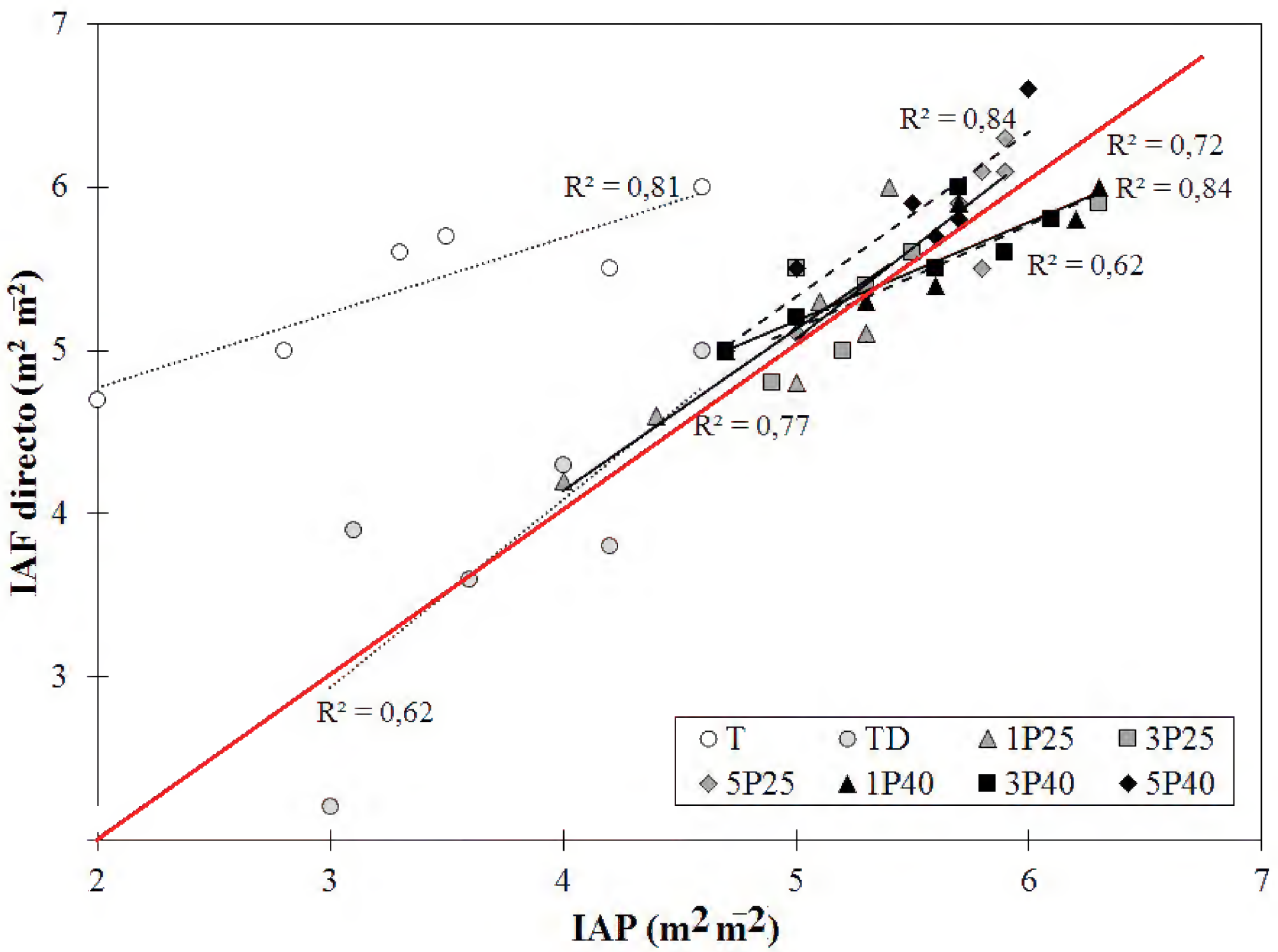


FIGURA 2. Comportamiento de los valores de índice de área foliar (IAF) indirecto en función del índice de área de la planta (IAP) de los ocho tratamientos de labranza de los individuos juveniles de una plantación de *T. grandis* en la zona norte de Costa Rica.

ducto de la labranza. Manchado y Silva (2001) mencionan que, en suelos compactados, el estrés fisiológico es elevado y limita el crecimiento por la falta de disponibilidad de nutrientes (mayor resistencia de liberación nutricional por parte del suelo) y por consiguiente la capacidad crecimiento radicular. En este contexto, la labranza genera una mejora en las condiciones que estimulan el desarrollo radicular, que permite mayor absorción de nutrientes y una reactivación apical, la cual resulta en un aumento de la altura. Bottinelli *et al.* (2014) mencionan, para dos especies de eucalipto, que la mejora del suelo proporcionó aumentos de 15% a 20% en el crecimiento apical y de 10% a 20% en el desarrollo foliar. Por su parte, Alvarado (2016) destaca que se pueden encontrar cambios significativos de alturas en árboles en terrenos con labranza 24 meses después de la actividad; este debe ser el tiempo necesario para una recuperación de la micro fauna liberadora de los nutrientes en el suelo, cuyas poblaciones se pueden ver mermadas por los cambios físicos y la cantidad de biomasa radicular viva. Es importante destacar que los árboles de los tratamientos testigo, presentaron las tasas de crecimientos de altura menores debido a que el individuo continúa en un estado de estrés y, según destaca Pancel (2016), conforme el árbol tenga una edad mayor el estrés aumentará, el crecimiento disminuirá y se corre riesgo de muerte del individuo.

Se considera que las diferencias de IAF entre las unidades testigo (T y DT) y los seis tratamientos de labranza se debieron a la estimulación generada por la mecanización. Bottinelli *et al.* (2014) mencionan que el desarrollo foliar es altamente susceptible a cambios en el suelo, esto debido a que un aumento o reducción del sistema radicular incide en la capacidad de absorción de agua y macronutrientes por parte de la planta que son precursores en la formación foliar. Aquellos suelos con mejoras en sus propiedades físicas, pueden resultar en un aumento del área foliar de 20% a 65%, como lo obtenido por Culshaw y Stoke (1995) con dos especies de eucalipto, que a 12 meses poslabranza presentaron aumentos del IAF de 10% a 30%; estos autores resaltan que un aumento de área foliar y por consiguiente en los procesos de fotosíntesis, generaron un estímulo en el crecimiento de 10% durante primeros 18 meses poslabranza. El aumento foliar según mencionan Culshaw y Stoke (1995) y Bottinelli *et al.* (2014) es de los primeros indicadores de los efectos fisiológicos de las actividades de labranza, que se pueden explicar en tres fases: (i) recuperación radicular (en el que los árboles empiezan a recuperar volumen radicular y repoblar áreas del suelo; generalmente esto tarda de 6 a 12 meses en árboles con menos de tres años de edad), (ii) regeneración foliar (aumento del IAF a 18 meses poslabranza y una estimulación del crecimiento longitudinal del individuo) y (iii) crecimiento total (estimulación del crecimiento radial y formación de nuevos ejes en el individuo).

Las mejoras en la labranza del suelo y la estimulación en el crecimiento se evidenciaron claramente en los análisis de correlación (Fig. 1). La homogeneidad en los individuos con labranza en comparación con los testigos (T y DT) se debe a que los testigos muestran evidencia de una compactación mixta (Carballas *et al.*, 2015), que es resultado del uso anterior del suelo (ganadería). Por su parte, Srinivasa *et al.* (2017) mencionan que la labranza elimina el efecto de la compactación mixta generalmente en los primeros 40 cm de profundidad del suelo, permitiendo no solo homogeneizar la compactación del suelo sino aumentar la permeabilidad de la cal y magnesio y con ello mitigar los efectos de la acidez; además promueve la recuperación de colonias bacterianas fijadoras de nitrógeno y eliminación de otras coberturas herbáceas que pueden limitar el desarrollo de la especie (Meinzer *et al.*, 2011).

Piayda *et al.* (2015) mencionan que, como producto de la mejora en las condiciones edáficas en las plantaciones, los árboles con mayor porte tienden a producir pocas hojas, pero con un AFE significativa mayor en comparación con los árboles de mediano y bajo porte, que presentarían una mayor cantidad de hojas pero de menor tamaño como respuesta a la competición por luminosidad y espacio. Este comportamiento no se da en condiciones de suelo con limitaciones tanto en propiedades físicas como químicas que generan en las plantaciones una alta variabilidad en altura, debido a que los individuos concentran su energía en adaptarse a la condición de estrés como medida de supervivencia (Pugnaire y Valladares, 1999; Pessarakli, 2014). Esto además incidió en los modelos de regresión (Tabla 4) que en los tratamientos testigo presentaron un error estándar mayor, menor precisión y por ende subestimación del IAF (Fig. 2) con respecto a los tratamientos de labranza. Estos, por la homogeneización de la plantación, mostraron modelos con menor error, mayor precisión y subestimaciones menores a 30%. Lo anterior es similar a lo encontrado por Mason *et al.* (2012), con árboles de pino, quienes justificaron que la mejoría en las condiciones de crecimiento se debieron a mejorías en las condiciones edáficas, que impactaron positivamente en el desarrollo de cada individuo en la plantación.

La no presencia de diferencias significativas entre los tratamientos de labranza se puede explicar por el periodo de evaluación que no ha sido suficientemente amplio. Mapa (1995) menciona que los procesos de mejora del suelo en especies tropicales son efectivos a 72 meses de la labranza y las diferencias en los árboles se producen después de los 84 meses; esto debido a que es la edad en que alcanzan la madurez y las leves mejorías en suelo pueden ser aprovechadas para su adaptación. En otras palabras, la reestructuración del suelo poslabranza no se ha dado en su totalidad; Clemens *et al.* (2010) destacan que la forma-

Tabla 4. Modelos de regresión del modelo IAF=a·IAP+b para determinar el IAF a partir del IAP de una plantación de *T. grandis* en la zona norte de Costa Rica una significancia de 0,05.

Tratamiento	*Modelo regresión*	r^2	*Error estándar*	*t-Value*	P_{res}*-Value*
T	IAF=3,86+0,86·IAP	0,61	0,23	7,8	0,011
DT	IAF=-0,54+1,16·IAP	0,62	0,21	9,66	0,014
1P25	IAF=0,18+0,99·IAP	0,77	0,11	7,91	<0,001
3P25	IAF=2,14+0,61·IAP	0,84	0,13	9,11	0,002
5P25	IAF=1,11-0,48·IAP	0,72	0,12	9,55	<0,001
1P40	IAF=0,63+1,98·IAP	0,62	0,14	9,74	0,004
3P40	IAF=1,16+0,87·IAP	0,84	0,10	9,67	<0,001
5P40	IAF=1,01+0,30·IAP	0,8	0,13	9,12	0,003

IAF = índice de área foliar; IAP = índice de área de la planta. Modelos de correlación realizados con un P de 0,05

ción de estructura y macroestructura y la incorporación de material orgánico en el suelo mecanizado son de lento desarrollo, debido a que es un proceso que depende de factores internos del suelo como son presencia de arcillas, limos y arcillas además de variables externas como precipitación y viento.

A pesar de que en este tipo de experimentos se esperan respuestas más inmediatas, la realidad y las experiencias de otros estudios indican que hay un período de reestructuración del suelo y, en este caso, del sistema radicular de los árboles, que requieren evaluaciones en períodos más prolongados. Definitivamente variables relacionadas con el área foliar son clave en la evaluación de este tipo de experimentos. No obstante, los aportes en el presente estudio ayudan en la toma de decisiones con respecto al manejo de las plantaciones establecidas. La principal recomendación a la luz de los resultados es que las acciones de corrección de los factores limitantes en el suelo, sean físicos, químicos o en combinación, deben formar parte de las labores previas al establecimiento de una plantación forestal.

Conclusiones

Los árboles de *T. grandis*, tres años después de la labranza, no presentaron diferencias significativas en el crecimiento diámetrico, debido principalmente al corto período de la evaluación; la especie estudiada centra su desarrollo en el crecimiento apical. En cambio, se presentó una homogeneización de la altura total entre los tratamientos debido a que esta es una variable de respuesta a corto plazo.

EL IAF mostró diferencias significativas entre los tratamientos, obteniendo que la mecanización aumentó hasta en 20% el IAF en comparación con los testigos (T y TD); que presentaron un retardo del crecimiento debido al estrés producto de la compactación del suelo, que limita la disponibilidad de nutrientes y de agua, retardando el desarrollo radicular.

La no diferenciación entre los tratamientos de labranza se debe a que el periodo de evaluación es aún muy corto para evidenciar sus efectos en el desarrollo de los árboles. Sería ideal realizar la medición 60 meses después de la labranza y correlacionarse con la densidad y resistencia a la penetración del suelo.

Reconocimientos

Agradecemos a la Dirección de Posgrados y la Vicerectoría de Investigación y extensión (VIE) del Tecnológico de Costa Rica, al Ministerio de Ciencia, Tecnología y Telecomunicaciones (Micitt), al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Tecnológicas (Conicit), por el apoyo financiero para el desarrollo de este proyecto, y a la

empresa Reforestación Grupo Internacional RGI S.A por todo el apoyo logístico, técnico y financiero brindado durante la ejecución del proyecto.

Referencias

Alvarado, A. (2016). *Plant nutrition in tropical forestry.* Amsterdam, Netherlands: Springer.

Arias, D. (2004). Validación del índice de densidad del rodal para el manejo de plantaciones forestales de *Tectona grandis* L.f. en el trópico. *Kurú: Revista Forestal, 1*(1), 1-9.

Aristide, H. D., Christophe, A., Sossou, H., Malahimi, A. y Antoine, V. (2015). Mass diffusivity determination of teak wood (*Tectona grandis*) used as building material. *Procedia Engineering, 127,* 201-207. doi:10.1016/j.proeng.2015.11.327

Aruga, K., Hiyamizu, G., Nakahata, C. y Saito, M. (2013). Effects of aggregating forests, establishing forest road networks, and mechanization on operational efficiency and costs in a mountainous region in Japan. *Journal of Forestry Research, 24*(4), 747-754. doi:10.1007/s11676-013-0414-1

Boley, J. D., Drew, A. P. y Andrus, R. E. (2009). Effects of active pasture, teak (*Tectona grandis*) and mixed native plantations on soil chemistry in Costa Rica. *Forest Ecology and Management, 257,* 2254-2261. doi: 10.1016/j.foreco.2009.02.035

Bottinelli, N., Hallaire, V., Goutal, N., Bonnaud, P. y Ranger, J. (2014). Impact of heavy traffic on soil macroporosity of two silty forest soils: Initial effect and short-term recovery. *Geoderma, 217,* 10-17. doi:10.1016/j.geoderma.2013.10.025

Carballas, T., Rodríguez-Rastrero, M., Artieda, O., Gumuzzio, J., Díaz-Riviña, M. y Martín, Á. (2015). Soils of the temperate humid zone. Amsterdam, Netherlands: Springer.

Chianucci, F., Cutini, A., Corona y P., Puletti, N. (2014). Estimation of leaf area index in understory deciduous trees using digital photography. *Agricultural and Forest Meteorology, 198,* 259-264. doi:10.1016/j.agrformet.2014.09.001

Chianucci, F., Puletti., N., Giacomello., E., Cutini., A. y Corona, P. (2015). Estimation of leaf area index in isolated trees with digital photography and its application to urban forestry. *Urban Forestry & Urban Greening, 14*(2), 377-382. doi:10.1016/j.ufug.2015.04.001

Clemens, G., Fiedler, S., Cong, N., Van Dung, N., Schuler, U. y Stahr, K. (2010). Soil fertility affected by land use history, relief position, and parent material under a tropical climate in NW-Vietnam. *Catena, 81*:87-96.

Culshaw, D. y Stokes, B. (1995). Mechanitation of short rotation forestry. *Biomass and Bioenergy, 9*(1-5), 127-140. doi:10.1016/0961-9534(95)00085-2

Demarez, V., Duthoit, S., Baret, F., Weiss, M. y Dedieu, G. (2008). Estimation of leaf area and clumping indexes of crops with hemispherical photographs. *Agricultural and Forest Meteorology, 148*(4), 644–655. doi:10.1016/j.agrformet.2007.11.015

Engler, B., Becker, G. y Hoffmann, S. (2016). Process mechanization models for improved *Eucalyptus* plantation management in Southern China based on the analysis of currently applied semi-mechanized harvesting operations. *Biomass and Bioenergy, 87,* 96-106. doi:10.1016/j.biombioe.2016.02.021

Fernández-Moya, J. y Alvarado, A. (2014). Forest nutrition and fertilization in teak (*Tectona grandis* Lf) plantations in Central America. *New Zealand Journal of Science, 44,* 1-8. doi:10.1186/1179-5395-44-S1-S6

Huzsvai, L. y Rajkai, K. (2009). Modeling of plant adaptation to climatic drought induced water deficit. *Biologia 64*(3), 66-70. doi:10.2478/s11756-009-0092-9

Instituto Meteorológico Nacional. (2016). *Datos históricos regionales de Costa Rica*. Recuperado de http:// www.imn.ac.cr

Jones, M. B. (1993). Plant microclimate. En D, Hall., J. M. Scurlock., H. R. Bolhàr-Nordenkampf., R. C. Leegood., S. P. Long. (Eds.), *Photosynthesis and production in a changing environment* (pp.530-560). Amsterdam, Netherlands: Springer. doi. 10.1007/978-94-011-1566-7_4

Khanduri, V., Lalnundanga, L. y Vanlalremkimi, J. (2008). Growing stock variation in different teak (*Tectona grandis*) forest stands of Mizoram, India. *Journal of Forestry*

Research, 19(3), 204-208. doi:10.1007/s11676-008-0043-2

Leblanc, S. G. y Fournier, R. A. (2014). Hemispherical photography simulations with an architectural model to assess retrieval of leaf area index. *Agricultural and Forest Meteorology, 194,* 64-76. doi:10.1016/j.agrformet.2014.03.016

Liu, J., Pattey y E., Admiral, S. (2013). Assessment of in situ crop LAI measurement using unidirectional view digital photography. *Agricultural and Forest Meteorology, 169*, 25-34. doi:10.1016/j.agrformet.2012.10.009

Machado, P. y Silva, A. (2001). Soil management under no-tillage systems in the tropics with special reference to Brazil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems, 61*:119-130

Mapa, R. (1995) Effects of reforestation using *Tectona grandis* on infiltration and soil water retention. *Forest Ecology and Management,* 77:119-125

Marshall, J. yWaring, H. (1986). Comparation of methods of estimating leaf area index in old-growth Duglas-fir. *Ecology, 67*(4), 975-979

Mason, E., Diepstraten, M., Pinjuv, G. y Lasserre, J. (2012). Comparison of direct and indirect leaf area index measurements of *Pinus radiata* D. Don. *Agricultural and Forest Meteorology, 166,* 113-119. doi:10.1016/j.agrformet.2012.06.013

Meinzer, F., Lachenbruch, B. y Dawson, T. (2011). Tree physiology. En F. B. Meinzer. y T. Dawson (Eds.). *Size- and age-related changes in tree structure and function* (pp. 235-256). Amsterdam, Netherlands: Springer. doi:10.1007/978-94-007-1242-3

Mougin, E., Demarez, F., Diawara, M., Hiernaux, P., Soumaguel, N. y Berg, A. (2014). Estimation of LAI, fAPAR and fCover of Sahel rangelands (Gourma, Mali). *Agricultural and Forest Meteorology 198*, 155-167. doi:10.1016/j.agrformet.2014.08.006

Pancel, L. (2016). Basic outline of tree plantations in the tropics. Amsterdam, Netherlands: Springer.

Pessarakli, M. (2014). Handbook of plant and crop physiology. Amsterdam, Netherlands: Springer.

Piayda, A., Dubbert, M., Werner, C., Correia, A., Pereira, A. y Cuntz, M. (2015). Influence of woody tissue and leaf clumping on vertically resolved leaf area index and angular gap probability estimates. *Forest Ecology and Management, 340*, 103-113. doi:10.1016/j.foreco.2014.12.026

Poblete-Echeverría, C., Fuentes, S., Ortega-Farias, S., Gonzalez-Talice, J. y Yuri, J. (2015). Digital cover photography for estimating leaf area index (LAI) in apple trees using a variable light extinction coefficient. *Sensors, 15*(2), 566-571. doi:10.3390/s150202860

Pugnaire, F. y Valladares, F. (1999). Handbook of functional plant ecology. Amsterdam, Netherlands: Springer.

Sofo, A., Dichio, B., Montanaro, G. y Xiloyannis, C. (2009). Shade effect on photosynthesis and photoinhibition in olive during drought and rewatering. *Agricultural Water Management, 96*(8), 1201-1206. doi:10.1016/j.agwat.2009.03.004

Srinivasa, C., Gopinath, K., Rama, C., Raju, B., Rejani, R., Venkatesh, G. y Visha, V. (2017). Dryland agriculture in South Asia: experiences, challenges and opportunities. Amsterdam, Netherlands: Springer.

Tausz, M., Grulke, N., Richter, H. y Kikuta, S. (2014). Plant ecophysiology. En M. Tausz., N. Grulke (Eds.), *Trees in a changing environmental* (pp. 108-126). Amsterdam, Netherlands: Springer. doi:10.1007/978-94-017-9100-7_6

Tewari, V. P., Sukumar, R., Kumar, R. y Gadow, K. (2014). Forest observational studies in India: past developments and considerations for the future. Forest Ecology and Management, 316, 32-46. doi: 10.1016/j.foreco.2013.06.050

Torres-Ruiz, J., Diaz-Espejo, A., Morales-Sillero, A., Martín-Palomo, M., Mayr, S., Beikircher, S. y Fernández, J. (2013). Shoot hydraulic characteristics, plant water status and stomatal response in olive trees under different soil water conditions. *Plant and Soil, 373*(1-2), 77-87. doi:10.1007/s11104-013-1774-1

Van Wijk, M., Williams, M. y Shaver, G. (2004). Tight coupling between leaf area index and foliage N content in arctic plant communities. *Oecologia, 142*(3), 421-427. doi:10.1007/s00442-004-1733-x

Vyas, D., Mehta, N., Dinakaran, N. y Krishnayya, K. (2010). Allometric equations for estimating leaf area index (LAI)

of two important tropical species (*Tectona grandis* and *Dendrocalamus strictus*). *Journal of Forestry Research, 21*(2), 197-200. doi:10.1007/s11676-010-0032-0

Weiss, M., Baret, F., Smith, G., Jonckheere, I. y Coppin, P. (2004). Review of methods for in situ leaf area index (LAI) determination. Part II. Estimation of LAI, error sand sampling. *Agriculture and Forest Meteorology, 121*, 37-53.

Xiao, CW., Janssens, C., Yuste, C. y Ceulemans, C. (2006). Variation of specific leaf area and upscaling to leaf area index in mature Scots pine. *Trees, 20*(3), 304-310. doi:10.1007/s00468-005-0039-x

Yoshifuji, N., Kumagai, T., Tanaka, K., Tanaka, N., Komatsu, H., Suzuki, M. y Tantasirin, C. (2009). Inter-annual variation in growing season length of a tropical seasonal forest in northern Thailand. *Forest Ecology and Management, 229*, 333-339. doi:10.1016/j.foreco.2006.04.013

Zhang, W., Yu, D., Shi, X., Wang, H., Gu, Z., Zhang, X. y Tan, M. (2011). The suitability of using leaf area index to quantify soil loss under vegetation cover. *Journal of Mountain Science, 8*(4), 564-570. doi:10.1007/s11629-011-1121-z

Zhou, Z., Liang, K., Xu, D., Zhang, Y. y Huang, G. (2012). Effects of calcium, boron and nitrogen fertilization on the growth of teak (*Tectona grandis*) seedlings and chemical property of acidic soil substrate. *New Forests, 43*(2), 231-243. doi:10.1007/s11056-011-9276-6

Manuscrito recibido el 6 de junio de 2016.
Aceptado el 14 de marzo de 2017.

Este documento se debe citar como:
Valverde, J. C., Guevara-Bonilla, M., Arias, D., Briceño, E. y Esquivel, E. (2017). Efectos de las actividades de labranza en el índice de área foliar en una plantación de *Tectona grandis* en la zona norte de Costa Rica. *Madera y Bosques, 23*(2), 7-19. doi: 10.21829/myb.2017.232498

doi:10.21829/myb.2017.2321126

Madera y **Bosques** vol. **23**, núm. **2: 21-41** Verano **2017**

Anatomía de la madera de especies de la selva baja caducifolia de Tamaulipas, México

Wood anatomy of species of a deciduous dry forest at Tamaulipas, Mexico

Monserrat Ramírez-Martínez[1], Teresa Terrazas[1*], Silvia Aguilar-Rodríguez[2] y José Guadalupe Martínez-Ávalos[3]

1 Universidad Nacional Autónoma de México. Instituto de Biología. Ciudad de México, México.
* Autor de correspondencia. tterrazas@ib.unam.mx

2 Universidad Nacional Autónoma de México. Facultad de Estudios Superiores Iztacala. Unidad de Morfología y Función. Laboratorio de Botánica. Tlalnepantla, Estado de México, México. siagro@campus.iztacala.unam.mx

3 Universidad de Autónoma de Tamaulipas. Instituto de Ecología Aplicada. Ciudad Victoria, Tamaulipas, México.

Resumen

Se estudió la anatomía de la madera de 21 especies de la selva baja caducifolia de Tamaulipas, México, con el objetivo de contribuir al conocimiento anatómico y comparar sus atributos entre ellas y con las de otra selva baja caducifolia de México. Los resultados mostraron anillos de crecimiento; 52% de las especies tienen porosidad difusa; predominan las fibras libriformes con paredes gruesas en 43% de las especies y muy gruesas en *Ebenopsis ebano*, *Drypetes lateriflora*, *Randia* sp. y *Vachellia farnesiana*; el parénquima es comúnmente paratraqueal y los radios son heterocelulares, excepto en cinco especies de Fabaceae. Las tres especies cuya madera se describe por primera vez se distinguen porque en *Harpalyce arborescens* el parénquima axial y radial es estratificado, *Ocotea tampicensis* por sus vasos angostos y fibras cortas y *Robinsonella discolor* por sus fibrotraqueidas y cuerpos de sílice en los radios. Al comparar la anatomía de la madera a nivel de especie con sus respectivos grupos taxonómicos, se encontraron semejanzas propias de los grupos pero diferencias en el tamaño de los elementos celulares. Los caracteres cuantitativos de la madera se encuentran dentro de los valores registrados para la selva baja caducifolia de la reserva de Chamela; pero las longitudes de elementos de vaso y fibras son más cortas y el diámetro de los vasos es más angosto en las especies aquí estudiadas. La anatomía de ambas comunidades se relaciona con el tipo de clima que les permite sobrevivir durante las temporadas de sequía que se presentan anualmente.

Palabras clave: anillos de crecimiento, fibras libriformes, Fabaceae, *Wimmeria concolor*, *Harpalyce arborescens*, *Ocotea tampicensis*, *Robinsonella discolor*, cuerpos de sílice, porosidad difusa, bosque tropical seco.

Abstract

Wood anatomy of 21 species of the deciduous dry forest at Tamaulipas, Mexico was studied with the aim of contributing to their anatomical knowledge and to compare their attributes with each other and with other deciduous dry forest of Mexico. The results showed growth rings, and 52% of them have diffuse porosity. Fibers were libriform with thick walls in 43% species and very thick in *Ebenopsis ebano*, *Drypetes lateriflora*, *Randia* sp. and *Vachellia farnesiana*. Paratracheal parenchyma predominated and rays were heterocellular, except for five species of Fabaceae. The wood of the three species which is described for the first time is distinctive: *Harpalyce arborescens* by its storied axial and radial parenchyma, *Ocotea tampicensis* by its narrow vessels and short fibers and *Robinsonella discolor* by its fibrotracheids and silica bodies in rays. When comparing the species' wood anatomy with their taxonomic groups similarities within groups but differences in cells size were found. Quantitative wood values are within those registered for the deciduous dry forest reserve at Chamela. However, the length of vessel elements and fibers is shorter and the vessel diameter is narrower in the species studied here. The anatomy of both communities is related to the type of climate that allows them to survive during the dry season that occurs annually.

Key words: growth rings, libriform fibers, Fabaceae, *Wimmeria concolor*, *Harpalyce arborescens*, *Ocotea tampicensis*, *Robinsonella discolor*, silica bodies, diffuse porosity, tropical dry forest.

Introducción

En diversos estudios sobre anatomía de maderas se han registrado variaciones estructurales en el xilema secundario de individuos de una misma especie que crecen en diferentes condiciones ecológicas (Metcalfe y Chalk, 1983), así como convergencias estructurales entre especies que no se relacionan taxonómicamente, pero que cohabitan en una misma comunidad vegetal (Lindord, 1994; Callado, da Silva-Neto, Scarano y Costa, 2001); estos últimos abarcan floras locales. Una de las primeras investigaciones en el nivel de comunidad es la de Carlquist y Hoekman (1985), quienes describen la madera de 207 especies del sur de California, observando que hay caracteres que se relacionan con el tipo de clima de dicha región. Ese mismo año Baas y Carlquist (1985) mencionan, para las maderas del sur de California y de Israel, diferencias anatómicas entre las especies de ambas comunidades, atribuidas a la composición florística y discuten sobre el transporte eficiente de agua por los vasos y su resistencia a la sequía. Actualmente se cuenta con estudios a nivel de comunidad en diversas regiones geográficas de Europa (Baas y Schweingruber, 1987; Crivellaro y Schweingruber, 2013) y América (Lindord, 1994; Callado *et al.*, 2001; León, 2010; Aguilar-Alcántara`, Aguilar-Rodríguez y Terrazas, 2014; León, 2015). Sin embargo, para México estos son los menos abordados y para las selvas bajas caducifolias (sbc) solamente se registran los trabajos de Barajas-Morales (1985) y Barajas-Morales y León-Gómez (1989), quienes describen la anatomía de la madera de una selva baja caducifolia de Chamela, Jalisco. Con respecto a la sbc de Tamaulipas se han realizado estudios sobre la tecnología de la madera de algunas de sus especies (Fuentes-Salinas, Correa-Méndez, Borja-de la Rosa y Corona-Ambriz, 2008), pero aún se desconocen las características de la madera y cuáles de sus atributos se comparten con especies de otras selvas bajas caducifolias de la República Mexicana.

Objetivos

Describir las características anatómicas de la madera de 21 especies de una sbc de Tamaulipas, con la finalidad de compararlas con las de sus propios grupos taxonómicos y con las especies de otra sbc de México.

Materiales y métodos

Características del área de estudio

En el estado de Tamaulipas la selva baja ocupa el segundo lugar en superficie, se distribuye en 16 de los 42 municipios del estado. Aquí se encuentran las comunidades de sbc más septentrionales de todo el Golfo de México; está aislada del resto de este tipo de vegetación y a diferencia de otras selvas secas del Pacífico mexicano y de la Península de Yucatán, está poco perturbada (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, 2005). En la sbc de Tamaulipas existe mayor humedad que en otras de distribución mexicana y las condiciones son preferentemente semicálidas. La precipitación media anual en la región oscila entre 700 mm y 1200 mm (Trejo-Vázquez, 1999; Martínez-Ávalos, Ascencio y Medina, 2011). Como parte de la caracterización estructural de la sbc de Tamaulipas se seleccionaron dos sbc con climas contrastantes para estudiar las características de la madera de algunas de las especies con los mayores valores de importancia en cada comunidad (Martínez-Ávalos *et al.*, datos sin publicar). Estas sbc se ubican en Los Ébanos municipio de Casas y El Aracate municipio de Soto La Marina. En Los Ébanos el clima es semiseco con temperatura promedio anual entre 23.8 °C y 24.0 °C y una precipitación anual entre 660.1 mm a 756.3 mm [BS_1(h´)hw] y en El Aracate el clima es semicálido subhúmedo, temperatura media anual entre 22.2 °C y 23.3 °C y precipitación anual entre 894.8 mm a 1079.8 mm [(A)C(w_0)]

Trabajo de campo

Se recolectaron muestras de la madera de 21 especies de árboles de la selva baja caducifolia de Tamaulipas, 10 especies en la localidad Los Ébanos municipio de Casas y 11 en El Aracate municipio de Soto La Marina (Tabla 1). De cada especie se seleccionaron tres individuos y se obtuvieron rodajas de 5 cm de alto de cada uno de los troncos maduros a 5 cm del suelo en los árboles menores de 2 m y

Tabla 1. Listado de las especies estudiadas de la selva baja caducifolia procedentes de los sitios Los Ébanos municipio de Casas y El Aracate municipio de Soto La Marina, arregladas por familia y número de colecta. La altura total es promedio de tres individuos.

Familia	Especie	Altura total (m)	Localidad	Colector y número
Boraginaceae	*Cordia boissieri* A. DC.	3.53	Los Ébanos	MA1987
	Ehretia anacua (Terán & Berland.) I.M. Johnst.	3.21	Los Ébanos	MA2000
Cannabaceae	*Celtis* sp.	1.75	El Aracate	MA1989
	Celtis laevigata Willd.	3.35	El Aracate	MA1988
	Celtis pallida Torr.	1.93	Los Ébanos	MA1990
Celastraceae	*Wimmeria concolor* Schltdl. & Cham.	9.32	El Aracate	MA1994
Fabaceae	*Acacia berlandieri* Benth	1.54	Los Ébanos	MA1991
	Bauhinia divaricata L.	1.98	El Aracate	MA2001
	Caesalpinia mexicana A. Gray	2.15	El Aracate	MA2018
	Ebenopsis ebano (Berland.) Barneby & J.W. Grimes	7.31	Los Ébanos	MA1986
	Harpalyce arborescens A.Gray	6.17	Los Ébanos	MA1992
	Parkinsonia aculeata L.	4.67	Los Ébanos	MA2002
	Prosopis juliflora (Sw.) DC	8.54	Los Ébanos	MA1985
	Vachellia farnesiana (L.) Wight & Arn.	2.20	Los Ébanos	MA2003
Lauraceae	*Ocotea tampicensis* (Meisn.) Hemsl.	7.63	El Aracate	MA2010
Malvaceae	*Robinsonella discolor* Rose & Baker f. ex Rose	9.32	El Aracate	MA2004
Myrtaceae	*Myrcianthes fragrans* (Sw.) Mc Vaugh	11.23	El Aracate	MA2011
Putranjivaceae	*Drypetes lateriflora* (Sw.) Krug & Urb.	10.58	El Aracate	MA2020
Rubiaceae	*Randia* L. sp.	2.15	Los Ébanos	MA1984
Rutaceae	*Esenbeckia berlandieri* Baill.	8.56	El Aracate	MA2021
	Zanthoxylum fagara (L.) Sarg.	3.27	El Aracate	MA2012

a 1.30 m en los otros. Cada muestra se colocó en GAA (glicerina, alcohol y agua, 1:1:1) para fijar los tejidos y ablandar la madera. Para la determinación taxonómica de las especies se utilizó la literatura de Pennington y Sarukhán (2005) y Parker (2008). Los ejemplares determinados se encuentran depositados en el herbario UAT del Instituto de Ecología Aplicada de la Universidad Autónoma de Tamaulipas (Tabla 1).

Laboratorio

Se obtuvieron cortes en los planos transversal, tangencial y radial de 20 µm - 25 µm de grosor con un micrótomo de deslizamiento (Leica SM 2000R). A 50% de los cortes de cada plano se le agregó cloro comercial (50%) hasta aclarar los tejidos y luego se lavaron con agua hasta eliminar el cloro; la otra mitad se mantuvo en alcohol a 50%. Posteriormente se deshidrataron y el teñido se realizó con la doble tinción safranina-verde rápido, enjuagando con alcohol absoluto y aclarando con xilol para finalmente montarse con resina sintética. De cada muestra se prepararon disociados cortando astillas de aproximadamente 1 cm de largo, cercanas al cámbium vascular y se colocaron en solución de Jeffrey (Johansen, 1940) dentro de una estufa a 56 °C durante 1 h a 24 h. Una vez disociado el material se lavó con agua corriente hasta eliminar por completo la solución de Jeffrey y se

hicieron preparaciones temporales para cuantificar la longitud de los elementos de vaso y las fibras; así como identificar la presencia de traqueidas. Se realizaron 25 mediciones por carácter por individuo en la madera cercana a cámbium vascular, utilizando un analizador de imágenes (Image Pro Plus versión 6.1, Media Cybernetics) adaptado a un microscopio Olympus BX-51. Es importante señalar que para los radios únicamente se cuantificó el alto y ancho de los más abundantes. Para calcular el grosor de la pared de la fibra y asignarle un término se modificó la propuesta de la Asociación Internacional de los Anatomistas de la Madera (IAWA Committee, 1989), paredes con < 25% se calificaron como muy delgadas, 26% - 35% delgadas, 36% - 50% gruesa y > 50% muy gruesa; para lo cual se aplicó la siguiente relación: 2gp/DT*100. La descripción de la madera sigue la propuesta de IAWA (IAWA Committee, 1989).

Análisis estadísticos

Para cada carácter cuantificado de la madera por especie se calcularon las medidas de tendencia central media (media y moda) y de dispersión (desviación estándar). Para evaluar si existen diferencias estadísticas entre las especies de la sbc de Tamaulipas se realizó un análisis de varianza del modelo general lineal, seguido de la comparación de medias de Tukey, utilizando el programa estadístico SAS (SAS Institute, 2008).

Resultados

Variación de la madera

A continuación se hace una síntesis de los rasgos de la madera de las 21 especies (ver apéndice 1 para descripciones completas), en las tablas 2-4 se muestran los valores de la estadística descriptiva por especie y en las figuras 1-3 las características más sobresalientes de cada una de ellas. Los anillos de crecimiento son conspicuos y están delimitados por diferencias en el diámetro radial de vasos y de fibras, el grosor de la pared de la fibra y en algunas especies, por parénquima marginal (Fig. 1). Las especies con porosidad anular (*Ehretia anacua*, *Prosopis juliflora*) o semianular (*Cordia boissieri*, *Celtis pallida*, *Caesalpinia mexicana*, *Harpalyce arborescens*, *Myrcianthes fragrans*, *Randia* sp., *Vachellia farnesiana*, *Zanthoxylum fagara*) son difíciles de asignarse a uno u otro tipo porque la variación entre anillos de crecimiento es amplia. El número de vasos es mayor a 5 mm^{-2}, pero en ningún caso sobrepasa los 100 mm^{-2}, encontrándose el valor más bajo en *Prosopis juliflora* (7 mm^{-2}) y el más alto en *Robinsonella discolor* (74 mm^{-2}); frecuentemente fluctúan entre 10 mm^{-2} y 23 mm^{-2} ($F = 223.29$, $P < 0.0001$, Tabla 2). El diámetro de los vasos se presenta en un intervalo de 60 µm a 80 µm en 38% de las especies; siendo *Prosopis juliflora* la que exhibe diferencias significativas debido a sus vasos más amplios (109.70 µm), mientras que *Robinsonella discolor* y *Wimmeria concolor* los muestran más angostos, con 38 µm y 37 µm respectivamente ($F = 24.58$, $P < 0.0001$, Tabla 2). Los vasos presentan un contorno que varía de circular a oval, pero en *Ehretia anacua* son ligeramente angulosos (Fig. 2A); además se presentan solitarios o se agrupan en hileras radiales y en racimos; en tres especies se arreglan en patrón diagonal (Fig. 1). Algunos vasos se mostraron ocluidos por gomas (Fig. 2B, C) en 57% de las especies. Cincuenta y dos por ciento de las especies tuvo longitud de los elementos de vaso menor a 350 µm (200 µm y 300 µm), habiendo diferencias significativas entre algunas especies ($F = 69.58$, $P < 0.0001$, Tabla 2). *Ebenopsis ebano* fue la especie con los elementos de vaso más cortos (169 µm) y *Celtis pallida* con los más largos (549 µm). Todas las especies presentaron placas de perforación simple y punteaduras alternas, areoladas, ovaladas, ocasionalmente circulares (Fig. 2D-F) y las punteaduras radio-vaso fueron diferentes o iguales a las intervasculares. *Myrcianthes fragrans* y *Wimmeria concolor* presentaron engrosamientos helicoidales (Fig. 2N).

Noventa por ciento de las especies presentó fibras libriformes excepto en tres especies con fibrotraqueidas (*Randia* sp., *Robinsonella discolor* y *Wimmeria concolor* (Fig. 2G); 23% de las especies estudiadas tienen fibras septadas (Fig. 2H, I) y únicamente *Ehretia anacua* y *Randia* sp. presentaron septadas y no septadas. La longitud de las fibras fue menor a 900 µm en 48% de las especies, reconociéndose

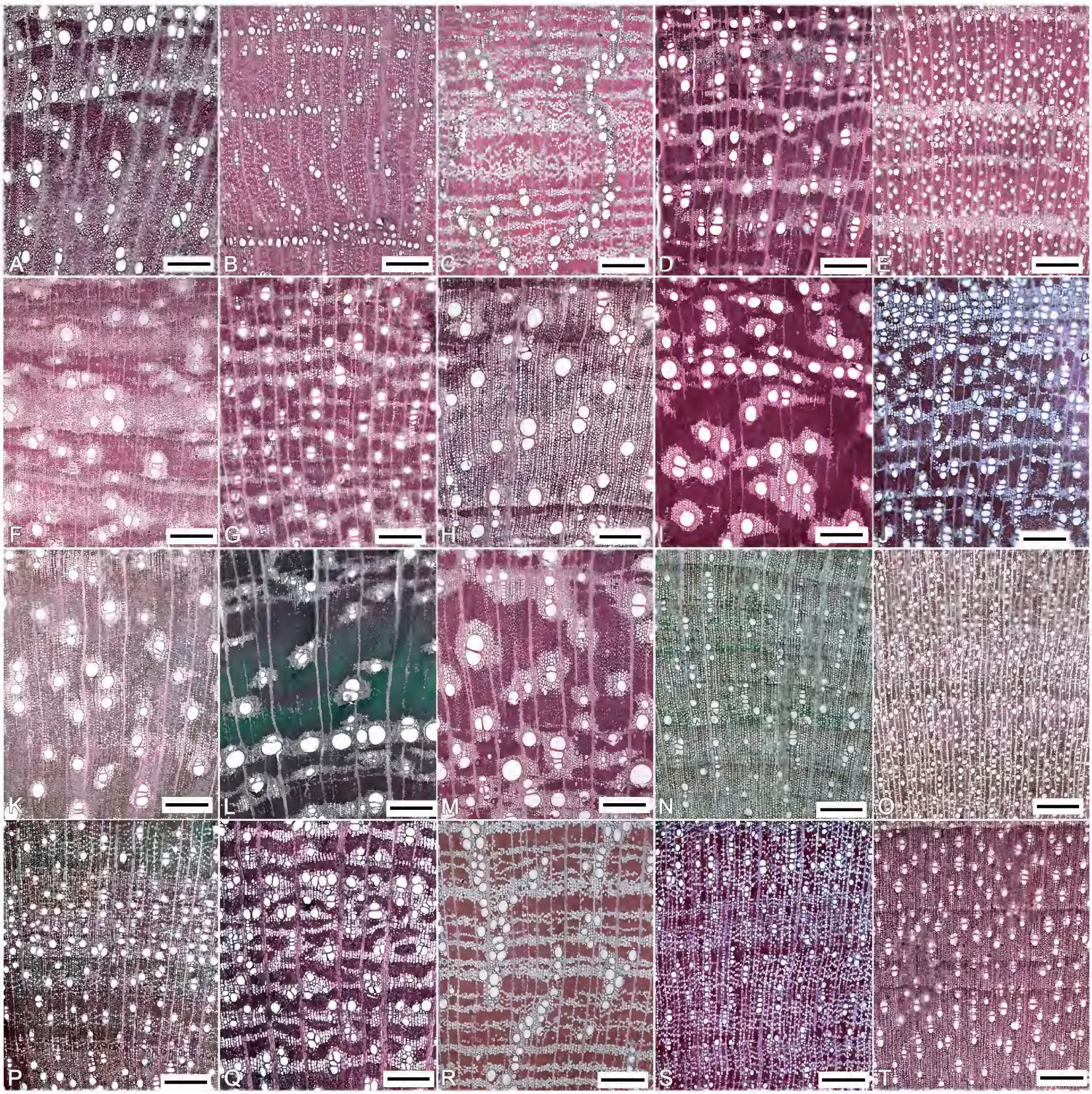


FIGURA 1. Porosidad, cortes transversales, de 21 especies de la selva baja caducifolia de Tamaulipas. (A) *Cordia boissieri*, (B) *Ehretia anacua*, (C) *Celtis laevigata*, (D) *Celtis pallida*, (E) *Wimmeria concolor*, (F) *Acacia berlandieri*, (G) *Bauhinia divaricata*, (H) *Caesalpinia mexicana*, (I) *Ebenopsis ebano*, (J) *Harpalyce arborescens*, (K) *Parkinsonia aculeata*, (L) *Prosopis juliflora*, (M) *Vachellia farnesiana*, (N) *Ocotea tampicensis*, (O) *Robinsonella discolor*, (P) *Myrcianthes fragrans*, (Q) *Drypetes lateriflora*, (R) *Randia* sp., (S) *Esenbeckia berlandieri*, (T) *Zanthoxylum fagara*. Escala es 300 µm.

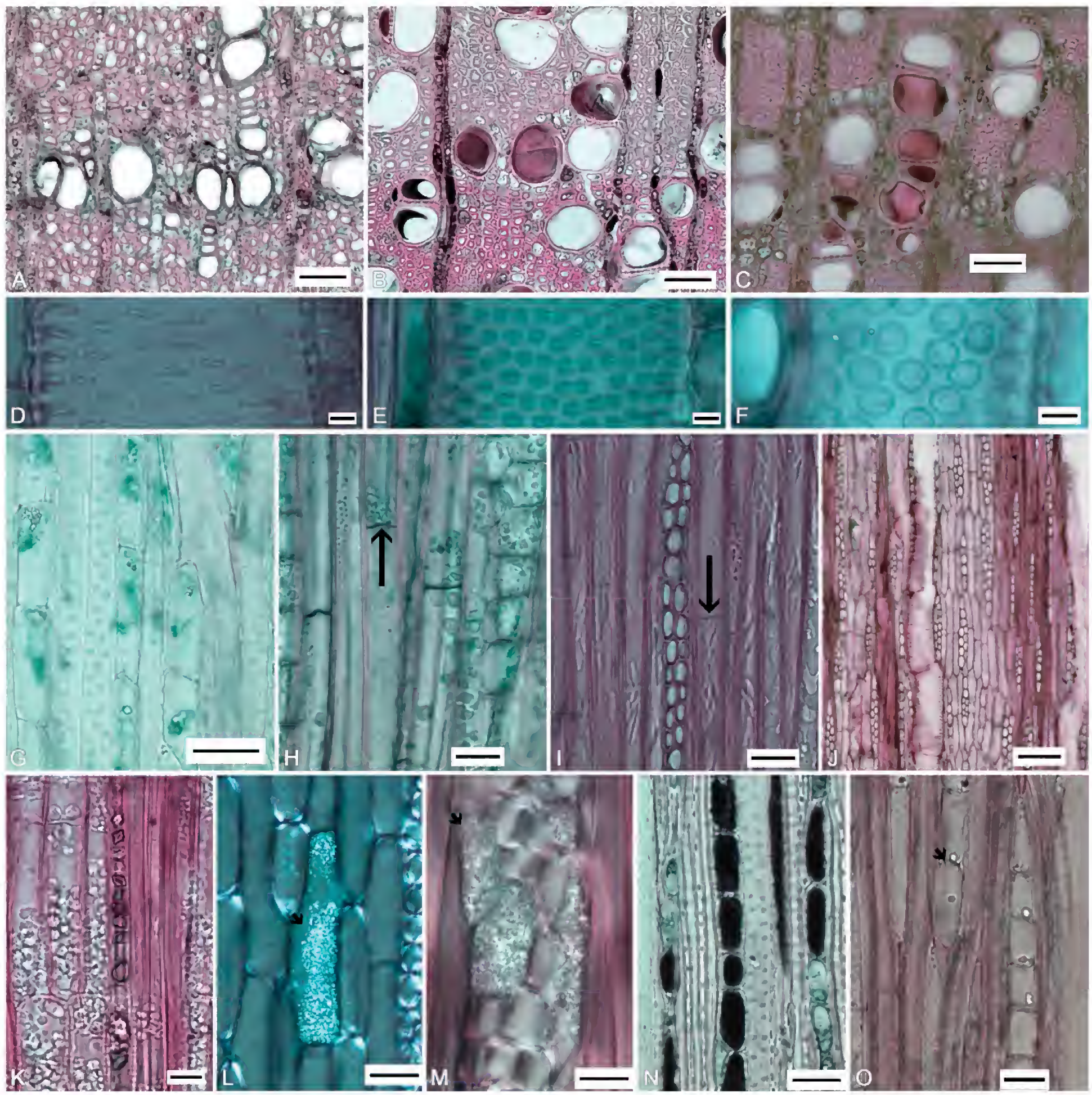


FIGURA 2. Detalles punteadura y sus contenidos orgánicos e inorgánicos. (A) *Ehretia anacua*, vasos ligeramente angulosos, (B) *Celtis pallida*, parénquima paratraqueal escaso y vasos con gomo-resinas, (C) *Harpalyce arborescens*, vasos en grupos con gomo-resinas, (D) *Parkinsonia aculeata*, punteaduras intervasculares ovaladas, (E) *Zanthoxylum fagara*, punteaduras intervasculares circulares coalescentes, (F) *Randia* sp., punteaduras intervasculares circulares, (G) *Robinsonella discolor*, fibrotraqueidas, (H) *Ocotea tampicensis*, fibras septadas (flecha), (I) *Parkinsonia aculeata*, fibras septadas (flecha) con granos de almidón, (J) *Harpalyce arborescens*, parénquima axial estratificado, (K) *Bauhinia divaricata*, parénquima axial con abundantes granos de almidón y cristales prismáticos, (L) *Randia* sp., cristales areniscas en parénquima axial, (M) *Cordia boissieri*, cristales areniscas en parénquima radial, (N) *Wimmeria concolor*, engrosamientos helicoidales en vasos y taninos en parénquima axial y radial, (O) *Robinsonella discolor*, cuerpos de sílice en parénquima radial (flecha). Escala es 50 µm en A-C, J, 5 µm en D-F, en 20 µm en G-I, K-O.

Tabla 2. Valores de la media y desviación estándar para los elementos de vasos de las maderas.

Especie	Vasos mm^{-2}	Diámetro tangencial (µm)	Longitud elemento de vaso (µm)
Cordia boissieri	11 ± 4 (5 - 25)$^{g-i}$	93.4 ± 29.84^{a-e}	232.04 ± 32.67^{f-i}
Ehretia anacua	11 ± 3 (6 - 18)$^{g-i}$	47.62 ± 12.50^{j-o}	211.97 ± 38.50^{g-l}
Celtis laevigata	10 ± 3 (3 - 18)$^{g-i}$	70.99 ± 10.99^{f-h}	386.96 ± 72.99^{b-e}
Celtis pallida	46 ± 7 (34 - 62)^{c}	65.32 ± 12.79^{f-i}	548.85 ± 99.01^{a}
Celtis sp.	23 ± 6 (13 - 37)^{d}	72.85 ± 21.83^{d-h}	227.16 ± 31.82^{g-k}
Wimmeria concolor	58 ± 9 (48 - 78)^{b}	36.56 ± 5.50^{o-t}	447.28 ± 132.96^{b-d}
Acacia berlandieri	8 ± 2 (5 - 12)^{i}	85.88 ± 24.91^{a-f}	226.87 ± 43.62^{g-l}
Vachellia farnesiana	10 ± 2 (6 - 15)$^{g-i}$	102.48 ± 42.04^{a}	221.33 ± 5.81^{g-l}
Bauhinia divaricata	20 ± 4 (14 - 30)^{ef}	63.54 ± 15.52^{g-k}	244.49 ± 34.27^{f-h}
Caesalpinia mexicana	9 ± 4 (5 - 17)^{hi}	97.63 ± 24.91^{ab}	240.34 ± 40.15^{f-h}
Ebenopsis ebano	16 ± 9 (4 - 41)^{ef}	93.65 ± 24.69^{a-c}	168.98 ± 39.40^{h-m}
Harpalyce arborescens	45 ± 15 (29 - 66)^{c}	61.16 ± 10.90^{g-l}	187.06 ± 20.66^{h-m}
Parkinsonia aculeata	8 ± 2 (5 - 13)^{i}	74.04 ± 17.76^{d-g}	246.54 ± 63.87^{fg}
Prosopis juliflora	7 ± 3 (4 - 17)^{i}	109.7 ± 67.10^{a-c}	186.46 ± 34.93^{h-m}
Ocotea tampicensis	19 ± 5 (10 - 28)^{ef}	46.01 ± 9.25^{j-g}	304.56 ± 86.88^{de}
Robinsonella discolor	74 ± 6 (66 - 85)^{a}	37.96 ± 5.61^{o-t}	434.13 ± 99.92^{b-d}
Myrcianthes fragrans	30 ± 8 (18 - 48)^{d}	50.01 ± 18.84^{i-n}	238.53 ± 43.67^{f-j}
Drypetes lateriflora	16 ± 4 (10 - 27)^{ef}	63.37 ± 8.45^{g-k}	211.63 ± 54.23^{g-l}
Randia sp.	15 ± 4 (9 - 22)$^{e-}$g	63.95 ± 12.11^{g-k}	463.35 ± 103.94^{bc}
Esenbeckia berlandieri	30 ± 10 (18 - 61)^{d}	39.32 ± 6.92^{o-s}	479.71 ± 94.04^{b}
Zanthoxylum fagara	23 ± 6 (14 - 38)^{e}	48.24 ± 10.16^{j-o}	269.38 ± 53.13^{f}

Las especies ordenadas por familia. Letras diferentes en cada columna indican diferencias significativas (Tukey, $P < 0.05$).

como cortas; se encontraron diferencias para la longitud de la fibra (F = 28.39, $P < 0.0001$, Tabla 3); en *Harpalyce arborescens* fueron más cortas (270 µm) en comparación con *Celtis laevigata* y *Esenbeckia berlandieri* con longitudes mayores a 1000 µm. El diámetro de las fibras varió de 10 µm en *Bauhinia divaricata* hasta 19 µm en *Cordia boissieri* (Tabla 3), también se encontraron diferencias entre algunas especies para este carácter (F = 6.52, $P < 0.0001$). Para el grosor de la pared de las fibras, las diferencias significativas (F = 37.29, $P < 0.0001$) se observaron entre *Parkinsonia aculeata* con el menor grosor (1.6 µm) y *Randia* sp. con el mayor grosor (5.7 µm); distintivamente 71% de las especies tiene entre 2 µm y 4 µm de grosor de la pared de la fibra, únicamente cuatro especies tienen paredes muy gruesas y cuatro muy delgadas (Tabla 3).

El parénquima axial fue predominantemente paratraqueal en bandas, aliforme y vasicéntrico (Fig. 1), solamente en cuatro especies predominó el apotraqueal (*Ehretia anacua*, *Esenbeckia berlandieri*, *Myrcianthes fragrans* y *Randia* sp.). La serie parenquimatosa es de 2 a 10 células y se pueden encontrar cristales prismáticos o areniscas, taninos y granos de almidón en el lumen celular (Fig. 2G-I, K-O). Los radios son heterocelulares en 76% de las especies (Fig. 3), solamente cinco especies tienen radios homocelulares formados por células procumbentes. El número de radios en las maderas estudiadas

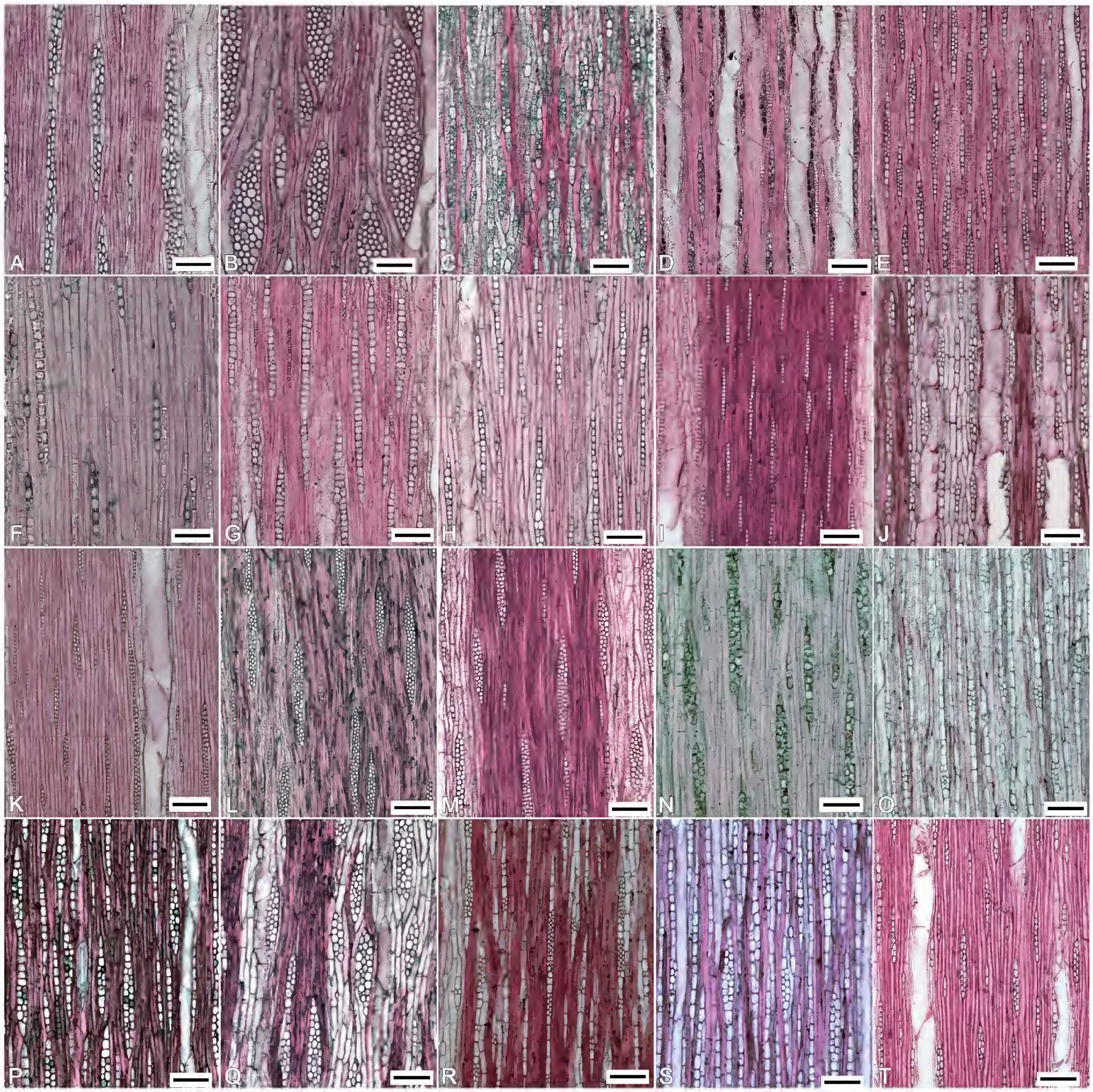


FIGURA 3. Radios, cortes tangenciales, de 21 especies de la selva baja caducifolia de Tamaulipas. (A) *Cordia boissieri*, (B) *Ehretia anacua*, (C) *Celtis laevigata*, (D) *Celtis pallida*, (E) *Winmeria concolor*, (F) *Acacia berlandieri*, (G) *Bauhinia divaricata*, (H) *Caesalpinia mexicana*, (I) *Ebenopsis ebano*, (J) *Harpalyce arborescens*, (K) *Parkinsonia aculeata*, (L) *Prosopis juliflora*, (M) *Vachellia farnesiana*, (N) *Ocotea tampicensis*, (O) *Robinsonella discolor*, (P) *Myrcianthes fragrans*, (Q) *Drypetes lateriflora*, (R) *Randia* sp., (S) *Esenbeckia berlandieri*, (T) *Zanthoxylum fagara*. Escala es 100 µm.

Tabla 3. Valores promedio, desviación estándar (±) y % para grosor de pared de las fibras (2gp/DT*100; < 25% muy delgadas, 26%-35% delgadas, 36%-50% gruesa y >50% muy gruesa) de las maderas.

Especie	Diámetro (µm)	Grosor pared (µm)	Longitud (µm)	% de pared	categoría
Cordia boissieri	18.80 ± 2.91^{a}	2.64 ± 0.55^{c-g}	679.6 ± 195.32^{fg}	28	delgada
Ehretia anacua	12.81 ± 2.45^{f-h}	2.59 ± 0.79^{c-g}	599.02 ± 187.63^{gh}	40	gruesa
Celtis laevigata	16.37 ± 3.22^{a-d}	3.06 ± 1.08^{cd}	1099.25 ± 261.80$_{a}$	37	gruesa
Celtis pallida	15.69 ± 1.94^{b-e}	2.93 ± 1.74^{de}	929.08 ± 173.76^{b-d}	37	gruesa
Celtis sp.	14.00 ± 2.95^{c-f}	3.05 ± 0.67^{cd}	730.47 ± 182.17^{d-f}	44	gruesa
Wimmeria concolor	11.38 ± 1.54^{g-i}	2.62 ± 0.74^{c-g}	951.03 ± 247.74^{a-c}	46	gruesa
Acacia berlandieri	15.04 ± 2.11^{c-f}	2.40 ± 0.62^{d-h}	656.70 ± 87.58^{f-h}	2	delgada
Bauhinia divaricata	10.04 ± 1.71i	1.95 ± 0.51^{g-i}	794.98 ± 201.23^{b-f}	39	gruesa
Caesalpinia mexicana	17.10 ± 3.85^{a-c}	2.85 ± 0.63^{de}	742.13 ± 203.50^{d-f}	33	delgada
Ebenopsis ebano	11.00 ± 1.86^{ih}	2.85 ± 0.76^{de}	760.45 ± 264.68^{d-f}	52	muy gruesa
Harpalyce arborescens	13.51 ± 1.77^{d-f}	3.13 ± 0.74^{cd}	270.30 ± 43.14^{j}	46	gruesa
Parkinsonia aculeata	18.06 ± 1.66^{ab}	1.64 ± 0.36^{j}	622.99 ± 135.42^{f-h}	18	muy delgada
Prosopis juliflora	11.05 ± 2.10^{g-i}	2.16 ± 0.62^{e-h}	667.54 ± 123.85^{fg}	39	gruesa
Vachellia farnesiana	13.04 ± 1.80^{gh}	3.32 ± 0.83^{cd}	415.15 ± 108.73^{ij}	51	muy gruesa
Ocotea tampicensis	16.12 ± 3.31^{b-d}	1.84 ± 1.84^{hi}	718.71 ± 176.56^{fg}	23	muy delgada
Robinsonella discolor	15.04 ± 2.57^{c-f}	1.76 ± 0.69^{ij}	857.95 ± 215.54^{b-d}	23	muy delgada
Myrcianthes fragrans	12.88 ± 1.96^{g-h}	2.37 ± 0.71^{e-h}	481.87 ± 108.70^{ij}	37	delgada
Drypetes lateriflora	13.07 ± 2.33^{e-g}	3.40 ± 0.91^{b}	711.29 ± 235.39^{fg}	52	muy gruesa
Randia sp.	15.62 ± 2.34^{b-e}	5.66 ± 0.96^{a}	971.45 ± 224.56^{a-c}	73	muy gruesa
Esenbeckia berlandieri	11.46 ± 1.66^{f-h}	2.21 ± 0.71^{e-h}	1036.13 ± 297.40^{ab}	39	gruesa
Zanthoxylum fagara	15.93 ± 3.34^{b-e}	1.75 ± 0.40^{ij}	541.76 ± 339.29^{ij}	22	muy delgada

Las especies ordenadas por familia. Letras diferentes en cada columna indican diferencias significativas (Tukey, $P < 0.05$).

varía de 1/mm en *Drypetes lateriflora* hasta 8/mm en *Wimmeria concolor*, encontrándose diferencias significativas entre algunas especies (F = 45.88, $P < 0.0001$, Tabla 4). El alto de los radios uniseriados es de 103 µm en *Zanthoxylum fagara* y de 549 µm en *Esenbeckia berlandieri* (F = 96.76, $P < 0.0001$, Tabla 4); 15 especies no los presentaron o eran raros. Para el ancho de los radios uniseriados se detectaron diferencias entre algunas especies (F = 47.39, $P < 0.0001$); *Ebenopsis ebano* tiene el valor más bajo (10 µm) y *Esenbeckia berlandieri* el máximo (27 µm). El alto de los radios multiseriados fluctúa entre las 200 µm y 400 µm en 62% de las especies, con diferencias significativas entre algunas de ellas (F = 19.24, $P < 0.0001$); *Zanthoxylum fagara* y *Ehretia ancua* (161 µm y 502 µm) tienen los valores extremos (Tabla 4). Para el ancho de los radios multiseriados también hay diferencias (F = 51.80, $P < 0.0001$); *Ehretia anacua* (76 µm) y *Drypetes lateriflora* (52 µm) tuvieron diferencias significativas con todas aquellas especies que presentaron valores entre 16 y 43 µm. Los contenidos observados en los radios son granos de almidón, taninos y cristales prismáticos en 9 especies, areniscas en *Randia* sp. y *Cordia boissieri* y cuerpos de sílice en *Robinsonella discolor* (Apéndice 1, Fig. 2L, M, O).

Tabla 4. Valores de la media y desviación estándar para los radios de las maderas.

Especie	Número de radios/mm	Alto		Ancho	
		Uniseriados (µm)	Multiseriados (µm)	Uniseriados (µm)	Multiseriados (µm)
Cordia boissieri	3 ± 1 (1 - 4)$^{c-e}$	-	325.70 ± 168.62^{b}	-	42.92 ± 8.97^{cd}
Ehretia anacua	2 ± 1 (1 - 4)$^{d-f}$	-	502.3 ± 145.53^{a}	-	75.95 ± 29.44^{a}
Celtis laevigata	2 ± 1 (1 - 4)$^{d-f}$	-	251.29 ± 63.38^{c-h}	-	26.35 ± 6.75^{c-i}
Celtis pallida	4 ± 1 (2 - 6)^{c}	-	232.31 ± 60.47^{e-m}	-	17.96 ± 4.79^{e-l}
Celtis sp.	4 ± 1 (2 - 6)^{c}	-	326.23 ± 106.26^{c-f}	-	39.9 ± 9.06^{c-h}
Wimmeria concolor	8 ± 2 (4-14)^{a}	-	220.54 ± 70.30^{e-m}	-	17.3 ± 4.17^{e-m}
Acacia berlandieri	3 ± 1 (1 - 5)$^{c-e}$	107.76 ± 28.70^{de}	-	12.51 ± 2.21^{d}	-
Bauhinia divaricata	3 ± 1 (2 - 6)$^{c-e}$	387.21 ± 87.97^{b}	-	19.25 ± 5.81^{c}	-
Caesalpinia mexicana	4 ± 1 (2 - 6)^{c}	232.53 ± 94.83^{c}	-	20.43 ± 6.97^{b}	-
Ebenopsis ebano	5 ± 2 (1 - 8)^{bc}	146.78 ± 51.39^{d}	-	9.93 ± 1.63^{e}	-
Harpalyce arborescens	4 ± 1 (2 - 6)^{c}	-	178.68 ± 31.89^{cd}	-	24.32 ± 5.13^{j-o}
Parkinsonia aculeata	2 ± 1 (1 - 4)$^{d-f}$	-	260.50 ± 77.87^{d-l}	-	20.18 ± 5.20^{c-i}
Prosopis juliflora	3 ± 1 (1 - 4)$^{c-e}$	-	241.97 ± 103.63^{c-j}	-	24.91 ± 7.67^{d-k}
Vachellia farnesiana	2 ± 1 (1 - 4)$^{d-f}$	-	269.81 ± 115.41^{c-g}	-	26.17 ± 7.41^{c-f}
Ocotea tampicensis	2 ± 1 (1 - 4)$^{d-f}$	-	330.35 ± 76.14^{c-e}	-	26.79 ± 8.20^{bc}
Robinsonella discolor	2 ± 1 (1 - 4)$^{d-f}$	-	266.76 ± 90.56^{c-j}	-	23.70 ± 2.9^{c-g}
Myrcianthes fragrans	3 ± 1 (1 - 4)$^{c-e}$	-	241.53 ± 29.97^{c-h}	-	28.85 ± 6.21^{c-m}
Drypetes lateriflora	1 ± 1 (1 - 2)^{f}	-	274.22 ± 63.83^{b}	-	52.05 ± 17.02^{c-e}
Randia sp.	3 ± 1 (1 - 5)$^{c-e}$	-	260.89 ± 80.53^{c}	-	22.22 ± 2.67^{b}
Esenbeckia berlandieri	3 ± 1 (2 - 4)$^{c-e}$	548.69 ± 167.71^{a}	-	27.25 ± 6.76^{a}	-
Zanthoxylum fagara	3 ± 1 (1 - 6)$^{c-e}$	103.03 ± 31.97^{d}	160.77 ± 40.72^{c-k}	12.02 ± 2.43^{de}	15.98 ± 3.76^{g-o}

Las especies ordenadas por familia. Letras diferentes en cada columna indican diferencias significativas (Tukey, $P < 0.05$).

Discusión

Madera de las especies estudiadas y otras especies de los mismos géneros

Se contrastan algunas características anatómicas de las especies estudiadas en este trabajo con respecto al grupo taxonómico al que pertenecen y se presentan en orden alfabético de familia.

Boraginaceae

Las características anatómicas encontradas en este estudio para *Cordia boissieri* se comparten en su mayoría con las descritas para otras especies del género (Barajas-Morales, 1981; León, 2003). La porosidad semianular es similar a *C. alliodora* y *C. dentata*; las punteaduras intervasculares alternas y ornamentadas también fueron registradas por Rabaey, Lens, Smets y Jansen (2010). La especie estudiada se distingue por la presencia de cristales tipo areniscas en los radios. La madera de *Ehretia anacua* resultó similar a la descripción de De la Paz-Pérez (1993), excepto porque esta autora menciona la presencia de parénquima apotraqueal reticulado y las dimensiones de los elementos de vaso, fibras y la altura de los radios son diferentes.

Cannabaceae

Las tres especies de *Celtis* aquí estudiadas comparten la mayoría de los caracteres con otras maderas del género, excepto en la abundancia y distribución del parénquima axial. *Celtis laevigata* presentó porosidad difusa, sin engrosamientos helicoidales en los elementos de vaso, mientras que Wheeler, LaPasha y Miller (1989) describen para esta especie porosidad anular y engrosamientos helicoidales en muestras de madera procedentes del este de los Estados Unidos de América. Estos autores registran también para *C. pallida*, dimensiones mayores en los elementos de vaso en comparación con las observadas en el presente trabajo. El parénquima axial en las muestras aquí estudiadas es paratraqueal escaso y vasicéntrico, mientras que en la muestra de Texas de Wheeler *et al.* (1989) es confluente en bandas, atributo que la hace más similar a *Celtis* sp. y *C. laevigata*, aquí analizada.

Celastraceae

La descripción de *Wimmeria concolor* de la muestra de este trabajo coincide con los caracteres descritos por Aguilar-Alcántara *et al.* (2014). *Wimmeria concolor* comparte con otros géneros de Celastraceae la presencia de fibrotraqueidas y radios con más de 10 series (Mennega, 1997). Los engrosamientos helicoidales en los elementos de vaso son raros para la familia de acuerdo con Metcalfe y Chalk (1950), pero en este estudio se observaron en todos los elementos de vaso de *W. concolor*.

Fabaceae

Las presentes descripciones anatómicas de *Acacia berlandieri* y *Vachellia farnesiana* concuerdan con lo descrito por Gourlay y Grime (1994) en cuanto a la delimitación de anillos de crecimiento, la porosidad y la presencia de punteaduras intervasculares ornamentadas, siendo características del género *Acacia*. Sin embargo, existe una diferencia en los radios, ya que según Bravo, Giménez y Moglia (2006) el género *Acacia* presenta radios uniseriados, biseriados y triseriados y las especies aquí estudiadas tienen radios exclusivamente uniseriados en *A. berlandieri* y radios predominantemente multiseriados en *V. farnesiana*. Con respecto al parénquima axial se menciona que es paratraqueal en bandas (Vargas, 1991; Bravo *et al.*, 2006), igual que en *A. berlandieri*. Por lo que se refiere a *V. farnesiana*, esta se distingue por su parénquima aliforme a aliforme confluente y las fibras no septadas. Los rasgos mencionados para la madera de *V. farnesiana* apoyan el reconocimiento de ambos géneros (Seiglar y Ebinger, 2005). *Bauhinia divaricata* comparte con otras especies de este género los anillos de crecimiento delimitados por parénquima marginal con porosidad difusa y los vasos en su mayoría solitarios (León, 2010). Sin embargo, la especie estudiada en este trabajo tiene radios heterocelulares en contraposición con lo descrito por Vargas (1991) para otras dos especies de *Bauhinia*. Para la madera de *Caesalpinia mexicana*, Vargas (1991) menciona caracteres que concuerdan con los aquí descritos, entre ellos, los vasos solitarios o en hileras de 2 a 5, los radios heterocelulares uniseriados y las fibras de pared delgada; solamente difiere en la porosidad y el parénquima axial, ya que este autor registra porosidad difusa y parénquima vasicéntrico, y la muestra aquí observada presenta porosidad semianular y parénquima aliforme y aliforme confluente. Vargas (1991) y Lindord (1994) registraron los caracteres anatómicos de la madera de *Parkinsonia aculeata* y concuerdan con varios de los observados en este trabajo, como son la porosidad difusa, los vasos en su mayoría solitarios y en hileras radiales cortas, las fibras septadas de paredes muy delgadas y los radios homocelulares; estos caracteres se observaron en la mayoría delas especies de leguminosas aquí estudiadas; solo difieren en el tipo de parénquima paratraqueal, siendo vasicéntrico y aliforme en *P. aculeata*. Bolzón de Muniz, Nisgoski y Lomeli (2010) describen la madera de tres especies de *Prosopis*, que en su mayoría coinciden con los rasgos aquí descritos para *P. juliflora*. Sin embargo, la porosidad puede variar de semianular a anular en las especies del género (Castro, 1994; Carrillo, Mayer, Koch y Hapla, 2008; Bolzón de Muniz *et al.*, 2010), pero es común que la asignación de estos dos términos varíe entre autores. El número de vasos varía ampliamente entre especies de

Prosopis, por ejemplo, *P. pallida* tiene 5 vasos mm^{-2} y *P. strombulifera* 193 vasos mm^{-2} (Iqbal y Ghouse 1983; Castro 1994; Villagra y Roig-Juñent, 1997; López, Sabaté, García y Rodríguez 2005) y las muestras de los ejemplares de *P. juliflora* aquí estudiados presentan valores más bajos. El parénquima en *P. juliflora* es aliforme a aliforme confluente, a diferencia de *P. laevigata* con parénquima exclusivamente vasicéntrico. Las muestras de *Ebenopsis ebano* descritas en este trabajo comparten caracteres de la madera descritos por Cassens y Miller (1981) para el género *Ebenopsis* . Rechy-Carvajal y von Roth-Rechy (2004) estudiaron los caracteres cuantitativos de la madera de *E. ebano* y los valores son muy similares a los aquí registrados, excepto para el número de radios. Las características anatómicas de *Harpalyce arborescens*, no habían sido descritas, solo se han registrado sus propiedades tecnológicas (Fuentes-Salinas *et al.*, 2008). Esta especie comparte con otras leguminosas el parénquima marginal, las punteaduras intervasculares ornamentadas y la estratificación del parénquima.

Lauraceae

Para el género *Ocotea* existen diversos estudios en los que se han descrito varias de sus especies (Da Silva y De Deus Medeiros, 2000; León, 2000, 2014; Parra, 2009), pero esta es la primera vez que se estudia la madera de *O. tampicensis*. Esta especie comparte el tipo de porosidad, los anillos de crecimiento delimitados por fibras, el parénquima paratraqueal escaso y las fibras libriformes septadas; así como los radios heterocelulares cortos con las otras especies del género (Da Silva y De Deus Medeiros, 2000; León, 2000; 2014; Parra, 2009). Aunque las muestras de *O. tampicensis* analizadas en este estudio tienen tílides, estas no son esclerosadas como en otras especies del género documentadas por Metcalfe y Chalk (1950). Sin embargo, para algunas especies de este género, como *O. cymbarum*, se han descrito los dos tipos de radios (homo y heterocelulares) y fibras (septadas o no; León, 2014). Con respecto a los caracteres cuantitativos de *O. tampicensis*, en su mayoría tienen valores medios, similares a los de otras especies, excepto para el diámetro de vaso que es mucho más angosto en *O. tampicensis* (46 µm) y la longitud de las fibras que son muy cortas (718 µm). Estos valores sugieren que la especie se desarrolla en ambientes mucho más secos que las otras especies de *Ocotea*, pero se deberán hacer muestreos más intensivos para compararla con las otras especies del género que se distribuyen en otras selvas y bosques.

Malvaceae

No se registran descripciones previas sobre la madera de *Robinsonella discolor*, pero, de las características halladas en este estudio, se encuentra que comparte con *R. mirandae* la porosidad difusa, las punteaduras intervasculares alternas y el parénquima apotraqueal (De la Paz-Pérez, Carmona y Rogel-Gómez, 1980; Barajas-Morales, Angeles-Álvarez y Solís-Sánchez, 1997). Sin embargo, difieren en que en la muestra aquí estudiada hay fibrotraqueidas y cuerpos de sílice en algunas células de los radios; además, no hay estratificación en *R. discolor* pero sí en *R. mirandae*. Tamarit (1996) señala que para *R. mirandae* las fibras son largas (1313 µm), mientras que las de *R. discolor* aquí estudiadas son más cortas (857 µm). Un patrón similar se observó para el diámetro tangencial de la fibra, en *R. mirandae* fue 31 µm y en *R. discolor* 15 µm.

Myrtaceae

La madera de *Myrcianthes fragrans* aquí descrita difiere de las observaciones de Rebollar-Domínguez, De la Paz-Pérez y Quintanar (1993), por la porosidad semianular, los elementos de vaso con engrosamientos helicoidales y las punteaduras ornamentadas, las fibrotraqueidas y los cristales prismáticos en el parénquima axial. Los engrosamientos helicoidales son raros para la familia, pero se han registrado en algunas especies de *Eugenia* (Metcalfe y Chalk, 1950). La muestra aquí descrita también contrasta con lo registrado por Rebollar-Domínguez *et al.* (1993) y Fuentes-Salinas *et al.* (2008) en los caracteres cuantitativos, como el diámetro y longitud de los elementos de vaso y las fibras; los datos obtenidos por estos autores son mayores a los registrados en este trabajo.

Putranjivaceae

Las características anatómicas de *Drypetes lateriflora* concuerdan con lo descrito por León (2014) para *Drypetes* en la porosidad difusa, las punteaduras intervasculares similares en forma y tamaño a las de radio-vaso y las fibras no septadas, pero difieren en los vasos agrupados, el parénquima en bandas anchas y el alto de los radios.

Rubiaceae

Randia sp., aquí descrita, comparte la mayoría de los caracteres de la madera descritos para cinco especies de *Randia* del centro-sur de México (Martínez-Cabrera, Terrazas, Ochoterena y Torres-Montúfar, 2015), excepto el parénquima apotraqueal reticulado, ya que en la especie aquí estudiada tiene parénquima en bandas y cristales tipo areniscas.

Rutaceae

Barajas-Morales y León-Gómez (1989) describen la madera de *Esenbeckia berlandieri* y los resultados aquí obtenidos son congruentes con dicho trabajo, ya que en ambas muestras se observaron vasos en hileras radiales, punteaduras intervasculares alternas areoladas y cristales prismáticos en los radios. Sin embargo, estos autores señalan porosidad semianular y en la muestra aquí estudiada es difusa; además indican parénquima paratraqueal escaso y marginal y en la muestra analizada es apotraqueal reticulado. En los caracteres cuantitativos también hay similitud en los valores de la longitud de los vasos y las fibras, así como en el grosor de la pared de la fibra.

La madera estudiada de *Zanthoxylum fagara* tiene similitudes con cinco especies del género, registradas por Arenas, Andrés-Hernández, Terrazas y Castañeda (2012), en el grosor de la pared de los vasos, las punteaduras intervasculares alternas, las fibras libriformes y el parénquima en bandas; la porosidad semianular de *Z. fagara* no se comparte con otras especies del género que presentan porosidad difusa (Loureiro, de Vasconcelos y de Albuquerque, 1981; Barajas-Morales *et al*., 1997; Arenas *et al*., 2012).

Comparación con otras selvas bajas caducifolias

Las 21 maderas estudiadas presentan una proporción similar en los tipos de porosidad a los registrados para la sbc de Chamela (Barajas-Morales y León-Gómez, 1989). Sin embargo, la porosidad semianular es más frecuente en la sbc de Tamaulipas. Probablemente esta diferencia se deba al criterio que cada autor tiene para distinguir la porosidad semianular ya que los diámetros de los vasos no siempre tienen una diferencia notablemente conspicua entre madera temprana y tardía (IAWA Committee, 1989). Por ejemplo, *Prosopis juliflora* en Chamela se reconoció con porosidad semianular y en Tamaulipas como anular (Fig. 1L); mientras que *Esenbeckia berlandieri* es semianular en Chamela y difusa en Tamaulipas. Esta variación también podría relacionarse con la respuesta de la especie a las condiciones micro-ambientales del sitio donde crece, modificando el tipo de porosidad. Un comportamiento semejante se registra para especies de amplia distribución como *Buddleja cordata* (Aguilar-Rodríguez, Terrazas y López-Mata, 2006) u otras especies leñosas (Alves y Angyalossy-Alfonso, 2000). Los anillos de crecimiento son una característica común en las maderas de esta comunidad vegetal. Dichos anillos se delimitan por fibras que tienen su diámetro radial reducido, casi en 50% de las especies, y el resto por parénquima marginal, principalmente en las especies de Fabaceae. Solo dos especies (*Myrcianthes fragrans* y *Wimmeria concolor*) presentan engrosamientos helicoidales finos en los elementos de vasos, un atributo generalmente ausente en especies de la selva baja caducifolia, pero registrados con mayor frecuencia en otras comunidades vegetales (Carlquist y Hoekman, 1985).

En cuanto a las características cuantitativas de la madera, los valores mínimos y máximos son menores en la sbc Tamaulipas que los registrados para la madera de las 71 especies de Chamela (Barajas-Morales y León-Gómez, 1989). Sin embargo, se aprecia que la longitud de los elementos de vaso y fibras y la altura de los radios es mayor en las especies de Chamela. Parte de estas diferencias en la longitud de los elementos de la madera se relaciona con la altura de los individuos de las especies que

cohabitan ahí, donde estos alcanzan los 15 m, mientras que en la sbc de Tamaulipas son pocos los que sobrepasan los 10 m, como fue el caso de *Drypetes lateriflora* y *Myrcianthes fragrans*. No se detectó un escalamiento positivo entre la longitud de los elementos de vaso y la altura de los individuos muestreados ni con el diámetro de los vasos, como ha sido publicado para otras maderas (Olson *et al.*, 2014), por lo que realizar un muestreo más intenso de las especies de la sbc permitirá confirmar su comportamiento, posiblemente asociado a que algunas especies se encuentran en el límite de su distribución. Predominan las maderas con fibras de paredes gruesas y muy gruesas en las sbc tanto de Chamela como de Tamaulipas (Tabla 5). Los taxones que se encuentran en Chamela con paredes muy delgadas corresponden a tallos suculentos y éstos no se encuentran en las sbc de Tamaulipas estudiada. Con respecto a la altura de los radios y su abundancia en la madera de las especies de Tamaulipas, se encuentran dentro de los valores registrados de las especies de Chamela; sin embargo, tienden a ser más cortos. En las especies de Tamaulipas los radios hetero y homocelulares son uni o multiseriados; únicamente cinco especies de Fabaceae tienen radios homocelulares, teniendo una relación con la presencia de parénquima en bandas o aliforme-aliforme confluente. Se tendría que verificar si esta combinación de caracteres en las especies de Fabaceae aquí estudiadas se mantiene en otras comunidades vegetales y son la expresión de inercia filogenética en Fabaceae.

Sin considerar el género o la familia a la que pertenecen, las maderas de las especies de la sbc estudiadas de Tamaulipas comparten con las Chamela la presencia de parénquima paratraqueal, las fibras libriformes de paredes gruesas y los lúmenes cerrados. Además, todas almacenan almidón y hay abundancia de contenidos orgánicos e inorgánicos.

Es de notar que varias de las especies descritas en este trabajo (*E. ebano*, *H. arborescens*, *O. tampicensis*, *M. fragrans* y *W. concolor*) también se han documentado para el bosque mesófilo de montaña (bmm) de Tamaulipas (Villaseñor, 2010). Posiblemente la sbc estudiadas se encuentran una zona transición entre ambas comunidades vegetales

Tabla 5. Valores máximos y mínimos de las características cuantitativas y porcentajes de pared de fibras para las selvas bajas caducifolia de Tamaulipas y de Chamela (Jalisco).

Carácter	Tamaulipas	Chamela
Porosidad difusa (%)	52	70
Porosidad semianular (%)	38	22
Porosidad anular (%)	10	9
Número de vasos /mm^2	(4 - 58)	(1 - 134)
Diámetro de vasos (µm)	(7 - 102)	(30 - 249)
Longitud de elementos de vaso (µm)	(169 - 549)	(145 - 900)
Longitud de fibras (µm)	(270 - 1099)	(437 - 2572)
Diámetro de fibra(µm)	(10 - 19)	(5 - 38)
Grosor de pared de la fibra (µm)	(1.6 - 5.7)	(1.5 - 7.0)
Fibras pared muy delgada (%)	19	18
Fibras pared delgada (%)	19	10
Fibras pared gruesa (%)	43	13
Fibras pared muy gruesa (%)	19	59
Número de radios (mm)	(1 - 8)	(2 - 19)
Altura de radios (µm)	(103 - 549)	(137 - 3379)

(sbc/bmm). La presencia de estas especies en Los Ébanos y El Aracate indica que la sbc en el área de estudio presenta una mayor humedad con respecto a otras del resto del país (Trejo-Vázquez 1999), al menos este fue el caso para El Aracate. Los diferentes climas para la sbc en México acompañados de otros factores físicos, definen el tipo de asociaciones vegetales a lo largo de la distribución de la sbc. Estas asociaciones vegetales, con una composición florística diferente, pueden tener mayor o menor tolerancia a la sequía y por lo tanto diferencias anatómicas en su madera.

Conclusiones

Se describe por primera vez la anatomía de las maderas de *Harpalyce arborecens*, *Ocotea tampicensis* y *Robinsonella discolor*. Se encontraron similitudes en la anatomía de

la madera en el nivel de género para todas las especies. Se observaron diferencias en el tipo de porosidad en las especies (*Esenbeckia berlandieri*, *Prosopis juliflora* y *Randia* sp.) y la distribución del parénquima axial (*Celtis pallida*, *C. laevigata*, *C.* sp., *Drypetes lateriflora*, *Ehretia anacua* y *Parkinsonia aculeata*). Las características de la madera de las especies estudiadas comparten rasgos cualitativos con otros taxa de la sbc de Chamela, Jalisco, entre ellas el tipo de porosidad, la distribución del parénquima axial y las fibras libriformes de paredes gruesas, pero en Chamela se registran los valores mayores o menores en algunas características cuantitativas como son la longitud de los elementos de vaso y las fibras, así como el alto de los radios.

Reconocimientos

Se agradece al SNI-CONACYT la beca a la primera autora, a Dalia Grego-Valencia su colaboración en el trabajo de laboratorio, a Julio César Rojas Montero y Diana Cisneros por su ayuda en el diseño gráfico. A dos revisores anónimos por sus comentarios que permitieron enriquecer la discusión.

Referencias

Aguilar-Alcántara, M., Aguilar-Rodríguez, S. y Terrazas, T. (2014). Anatomía de la madera de doce especies de un bosque mesófilo de montaña de Tamaulipas, México. *Madera y Bosques, 20*(3), 69-86. doi:10.21829/myb.2014.203153

Aguilar-Rodríguez S., Terrazas, T. y López-Mata, L. (2006). Anatomical wood variation of *Buddleja cordata* (Buddlejaceae) along its natural range in Mexico. *Trees: Structure and Function, 20*(2), 253-261. doi:10.1007/s00468-005-0007-5

Alves, E. S. y Angyalossy-Alfonso, V. (2000). Ecological trends in the wood anatomy of some Brazilin species. 1. Growth rings and vessels. *IAWA Journal, 21*(1), 3-30. doi:10.1163/22941932-90000233

Arenas, F. F., Andrés-Hernández, A., Terrazas, T. y Castañeda C., C. (2012). La madera de cinco especies de *Zanthoxylum* L. (Rutaceae) con distribución en México. *Madera y Bosques, 18*(1), 43-56. doi:10.21829/myb.2012.1811137

Baas, P. y Carlquist, S. (1985). Comparison of the ecological wood anatomy of the floras of southern California and Israel. *IAWA Bulletin new series, 6*(4), 349-353. doi:10.1163/22941932-90000961

Baas, P. y Schweingruber, F. H. (1987). Ecological trends in the wood anatomy of trees, shrubs and climbers from Europe. *IAWA Journal, 8*(3), 245-274. doi:10.1163/22941932-90001053

Barajas-Morales, J. (1981). Descriptions and notes on the wood anatomy of Boraginaceae from western Mexico. *IAWA Bulletin new series, 2*(2-3), 61-67. doi:10.1163/22941932-90000813

Barajas-Morales, J. (1985). Wood structural differences between trees of two tropical forests in Mexico. *IAWA Bulletin new series*, 6(4), 355-364. doi: 10.1163/22941932-90000962

Barajas-Morales, J. y León-Gómez, C. (1989). *Anatomía de maderas de México: Especies de una selva baja caducifolia*. Cuaderno de Divulgación del Instituto de Biología. México, D. F.: Universidad Nacional Autónoma de México.

Barajas-Morales, J., Angeles-Álvarez, G. y Solís-Sánchez, P. (1997). *Anatomía de maderas de México: especies de una selva alta perennifolia*. Publicaciones Especiales del Instituto de Biología. México, D. F.: Universidad Nacional Autónoma de México.

Bolzón de Muniz, G., Nisgoski, S. y Lomeli, M. G. (2010). Anatomía y ultraestructura de la madera de tres especies de *Prosopis* (Leguminosae-Mimosoideae) del Parque Chaqueño seco, Argentina. *Madera y Bosques, 16*(4), 21-38. doi:10.21829/myb.2010.1641158

Bravo, S., Giménez, A. y Moglia, J. (2006). Caracterización anatómica del leño y evolución del crecimiento en ejemplares de *Acacia aroma* y *Acacia furcatispina* en la Región Chaqueña, Argentina. *Bosques (Valdivia), 27*(2), 146-154.

Callado, C. H., da Silva-Neto, S. J., Scarano, F. R., Barros, C. F. y Costa, C. G. (2001). Anatomical features of growth rings in flood-prone trees of the Atlantic rain forest in Rio de Janeiro, Brazil. *IAWA Journal, 22*(1), 29-42. doi:10.1163/22941932-90000266

Carlquist, S. y Hoekman, D. A. (1985). Ecological wood anatomy of the woody southern California flora. *IAWA Bulletin new series, 6*(4), 319-347. doi:10.1163/22941932-90000960

Carrillo, A., Mayer, I., Koch, G. y Hapla, F. (2008). Wood anatomical characteristics and chemical composition of *Prosopis laevigata* grown in the northeast of Mexico. *IAWA Journal, 29*(1), 25-34. doi:10.1163/22941932-90000167

Cassens, R. y Miller, R. B. (1981). Wood anatomy of the New World *Pithecellobium* (*sensu lato*). *Journal of the Arnold Arboretum, 62*(1), 1-44.

Castro, M. A. (1994). *Maderas argentinas de Prosopis: Atlas anatómico*. Buenos Aires: Secretaría General de la Presidencia de la Nación.

Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP). (2005). *Estudio previo justificativo para el establecimiento de la Reserva de la Biosfera Sierra de Tamaulipas*. México, D.F.: Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales.

Crivellaro, A. y Schweingruber, F. H. (2013). *Atlas of wood, bark and pith anatomy of Eastern Mediterranean trees and shrubs with special focus on Cyprus*. Berlín: Springer.

Da Silva, M. y De Deus Medeiro, J. (2000). Anatomia da madeira de canela-preta: *Ocotea catharinensis* Mez. (Lauraceae). *INSULA Florianópolis, 29*, 67-87.

De la Paz-Pérez O., C. (1993). Anatomía de la madera de ocho especies con la importancia en las artesanías del estado de Michoacán. *Acta Botanica Mexicana, 23*, 103-136.

De la Paz-Pérez O., C., Carmona, T. F. y Rogel-Gómez, M. A. (1980). Estudio anatómico de la madera de 43 especies tropicales. *Boletín Técnico del Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, 63*, 9-276.

Fuentes-Salinas, M., Correa-Méndez, F., Borja-de la Rosa, A. y Corona-Ambriz. A. (2008). Características tecnológicas de 16 maderas del estado de Tamaulipas, que influyen en la fabricación de tableros de partículas y de fibras. *Revista Chapingo, Serie Ciencias Forestales y del Ambiente, 14*(1), 65-71.

Gourlay, I. y Grime, G. (1994). Calcium oxalate crystals in African *Acacia* species and their analysis by scanning proton microprobe. *IAWA Journal, 15*(2), 137-148. doi:10.1163/22941932-90001353

IAWA Committee. (1989). IAWA list of microscopic features for hardwood identification. *IAWA Bulletin new series, 10*(3), 219-332. doi:10.1163/22941932-90000496

Iqbal, K. y Ghouse, A. K. M. (1983). An analytical study on cell size variation in some arid zone trees of India: *Acacia nilotica* and *Prosopis spicigera*. *IAWA Bulletin new series*, *4*(1), 46-52. doi:10.1163/22941932-90000775

Johansen, D. A. (1940). *Plant microtechnique*. Nueva York: Mc.Graw-Hill.

León H., W. J. (2000). Anatomía del leño de 17 especies del género *Ocotea* Aublet. *Pitteria*, *29/30*, 53-65.

León H., W. J. (2003). Anatomía de la madera de 9 especies del género *Cordia* L. (Boraginaceae – Cordioideae) que crecen en Venezuela. *Revista Forestal Venezolana*, *47*(2), 83-94.

León H., W. J. (2010). Anatomía de la madera en 24 especies de lianas de la reserva forestal Imataca, estado Bolívar, Venezuela. *Pittieria*, *34*, 33-72.

León H., W. J. (2014). Anatomía de maderas de 108 especies de Venezuela, Venezuela. *Pitteria, número especial*, 1-267.

León H., W. J. (2015). Anatomía de la madera de 87 especies de la reserva forestal Ticoporo (Barinas, Venezuela). *Pitteria, 39*, 107-169.

Lindord, H. (1994). Eco-anatomical wood features of species from a very dry tropical forest. *IAWA Journal, 15*(4), 361-376. doi:10.1163/22941932-90001370

López, B. C., Sabaté, S., García, C. A. y Rodríguez, R. (2005). Wood anatomy, description of annual rings, and responses to ENSO events of *Prosopis pallida* H.B.K., a widespread woody plant of arid and semi-arid lands of Latin America. *Journal of Arid Environments, 61*(4), 541-554. doi:10.1016/j.jaridenv.2005.01.012

Loureiro, A. A., de Vasconcelos, F. J. y de Albuquerque, B. W. P. (1981). Anatomía do lenho de 4 espécies de *Zanthoxylum* Linnaeus (Rutaceae) da Amazonia. *Acta Amazónica*, *11*(4), 809-820.

Martínez-Ávalos, J. G., Ascencio, V. P. y Medina, T. (2011). *Manejo de selvas bajas caducifolias y sistemas agroforestales en Tamaulipas, México*. Ciudad Victoria: Universidad Autónoma de Tamaulipas.

Martínez-Cabrera, D., Terrazas, T., Ochoterena, H. y Torres-Montúfar, A. (2015). Madera y corteza de algunas Rubiaceae en México: similitud estructural. *Revista Mexicana de Biodiversidad, 86*(1), 59-71. doi:10.7550/rmb.48489

Mennega, A. M. W. (1997). Wood anatomy of the Hippocrateoideae (Celastraceae). *IAWA Journal, 18*(4), 331-368. doi:10.1163/22941932-90001501

Metcalfe, C. R. y Chalk, L. (1950). *Anatomy of the dicotyledons*. Oxford: Clarendon Press.

Metcalfe, C. R. y Chalk, L. (1983). *Anatomy of the dicotyledons*. Vol. 2, 2nd Ed. Oxford: Oxford Science.

Olson, M. E., Anfodillo, T., Rosell, J. A., Petit, G., Crivellaro, A., Isnard, S., León-Gómez, C., Alvarado, L. O. y Castorena, M. (2014). Universal hydraulics of the flowering plants: Vessel diameter scales with stem length across angiosperm lineages, habits and climates. *Ecology Letters, 17*, 988-997. doi:10.1111/ele.12302

Parker, T. (2008). *Trees of Guatemala*. Londres: The Tree Press.

Parra, M. J. (2009). Anatomía del leño e identificación de siete especies de Laurales en San Eusebio (Mérida, Venezuela). *Pitteria, 33*, 59-77.

Penninton, T. D. y Sarukhán, J. (2005). Árboles tropicales de México: Manual para la *identificación de las principales especies*. 3ª. Ed. México, D.F.: Universidad Nacional Autónoma de México.

Rabaey, D., Lens, F., Smets, E. y Jansen, S. (2010). The phylogenetic significance of vestured pits in Boraginaceae. *Taxon, 59*(2), 510-516.

Rebollar-Domínguez, S., de la Paz-Pérez O., C. y Quintanar, A. (1993). Anatomía de la madera de cinco especies de Quintana Roo, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, *53*, 113-124.

Rechy-Carvajal, M.A. y von Roth Rechy, E. (2004). Especies nativas del matorral espinoso del noreste mexicano con posibilidades de aprovechamiento industrial. *Madera y Bosques, 10*(1), 45-54.

SAS Institute. (2008). SAS® 9.1; *Users guide statistics*. Cary: SAS Inc.

Seiglar, D.S. y Ebinger, E. (2005). New combinations in the genus *Vachellia* (Fabaceae: Mimosoideae) from the New World. *Phytologia, 87*(3), 139-178.

Tamarit, U. J. (1996). Determinación de la calidad de la pulpa para papel de 132 maderas latifoliadas. *Madera y Bosques, 2*(2), 29-41.

Trejo-Vázquez, I. (1999). El clima de la selva baja caducifolia en México. *Investigaciones Geográficas, 39*(1), 40-52.

Vargas, L. V. (1991). Estudio morfoanatómico de las especies leñosas de la familia Leguminosae del estado de Nuevo León y su relación con la taxonomía. Tesis de maestría no publicada, Universidad Autónoma de Nuevo León. Monterrey, Nuevo León.

Villagra, P. E. y Roig-Juñent. F. A. (1997). Wood structure of *Prosopis alpataco* and *P. argentina* growing under different edaphic conditions. *IAWA Journal, 18*(1), 37-51. doi:10.1163/22941932-90001458

Villaseñor, J. L. (2010). *El bosque húmedo de montaña en México y sus plantas vasculares: Catálogo florístico-taxonómico*. México D.F.: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad - Universidad Nacional Autónoma de México.

Wheeler, E. A., LaPasha, C. A. y Miller, R. B. (1989). Wood anatomy of elm (*Ulmus*) and Hackberry (*Celtis*) species native to the United States. *IAWA Bulletin new series, 10*(1), 5-26. doi:10.1163/22941932-90001106

Manuscrito recibido el 3 de agosto de 2016.
Aceptado el 16 de marzo de 2017.

Este documento se debe citar como:
Ramírez-Martínez, M., Terrazas, T., Aguilar-Rodríguez, S. y Martínez-Ávalos, J. G. (2017). Anatomía de la madera de especies de la selva baja caducifolia de Tamaulipas, México. *Madera y Bosques 23*(2), 21-41. doi: 10.21829/myb.2017.2321126

Apéndice 1. Descripciones de la madera por especie arregladas alfabéticamente por familia.

Cordia boissieri. Anillos de crecimiento delimitados por fibras y vasos muy angostos en la madera tardía, porosidad semianular (Fig. 1A). Vasos de forma ligeramente ovalada, solitarios y en hileras radiales de hasta 8 vasos o en cúmulos en la madera tardía; placas de perforación simple, punteaduras intervasculares alternas, areoladas, ovaladas, ornamentadas, punteaduras radio-vaso circulares, muy pequeñas comparadas con las intervasculares. Fibras libriformes no septadas, de pared delgada. Parénquima paratraqueal en bandas de 9 estratos de células, serie parenquimatosa de 5 células. Radios heterocelulares (Fig. 3A), uni escasos, bi y triseriados, de células procumbentes y cuadradas, con cristales tipo areniscas (Fig. 2M), taninos y granos de almidón.

Ehretia anacua. Anillos de crecimiento delimitados por diferencias en el diámetro de vasos y fibras, porosidad anular (Fig. 1B). Vasos de forma circular y angulares (Fig. 2A), generalmente solitarios y algunos formando hileras radiales o en diagonal de 4 hasta 12 vasos, algunos ocluidos por gomo-resinas; placa de perforación simple, punteaduras intervasculares alternas, areoladas, ovaladas ornamentadas, punteaduras radio-vaso ovaladas, más pequeñas que las intervasculares. Fibras libriformes septadas y no septadas, de pared gruesa. Parénquima apotraqueal difuso y en agregados y paratraqueal escaso, serie parenquimatosa de 2 células, con taninos y granos de almidón. Radios heterocelulares (Fig. 3B), tri y 4-6 seriados, de células procumbentes y cuadradas, con taninos y granos de almidón.

Celtis laevigata. Anillos de crecimiento delimitados por fibras con el diámetro radial más angosto, porosidad difusa (Fig. 1C). Vasos de forma ovalada, la mayoría solitarios, en hileras en diagonal, pocos ocluidos por gomoresinas; placa de perforación simple, punteaduras intervasculares alternas, areoladas, ovaladas; punteaduras radio-vaso alargadas, diferentes de las intervasculares. Fibras libriformes no septadas, de pared gruesa. Parénquima apotraqueal y paratraqueal en bandas de hasta 6 estratos de células, vistos en sección transversal, serie parenquimatosa de 6 células, con granos de almidón. Radios heterocelulares (Fig. 3C), uniseriados escasos, 2-3 seriados, en su mayoría biseriados, de células procumbentes y erectas, con granos de almidón.

Celtis pallida. Anillos de crecimiento delimitados por fibras y vasos pequeños en la madera tardía, porosidad semianular (Fig. 1D). Vasos de forma ovalada algunos circulares, formando hileras radiales de 2 a 7 vasos, algunos con contenidos obscuros (Fig. 2B); placas de perforación simple, punteaduras alternas, areoladas, ovaladas, punteaduras radio-vaso similares a las intervasculares. Fibras libriformes no septadas, de pared gruesa. Parénquima paratraqueal escaso y vasicéntrico, serie parenquimatosa de 2-3 células con granos de almidón. Radios heterocelulares (Fig. 3D), uni y biseriados en su mayoría, de células procumbentes y cuadradas, con cristales prismáticos, taninos y granos de almidón.

***Celtis* sp.** Anillos de crecimiento delimitados por fibras, porosidad difusa. Vasos de forma circular y ovalada, solitarios y en hileras radiales hasta de 8 vasos, algunos con contenidos obscuros; placa de perforación simple, punteaduras intervasculares alternas, areoladas, ovaladas, punteaduras radio-vaso similares a las intervasculares. Fibras libriformes no septadas, de pared gruesa. Parénquima paratraqueal en bandas de hasta 8 estratos de células, vistos en corte transversal, serie parenquimatosa de 6 células, con granos de almidón y taninos. Radios heterocelulares, uni, bi y triseriados, de células procumbentes y cuadradas, con cristales prismáticos, taninos y granos de almidón.

Wimmeria concolor. Anillos de crecimiento delimitados por fibras, porosidad difusa (Fig. 1E). Vasos de forma circular, solitarios, algunos con contenidos obscuros; placa de perforación simple, con engrosamientos helicoidales (Fig. 2N), punteaduras intervasculares alternas, areoladas, ovaladas, ornamentadas, punteaduras radio-vaso iguales a las intervasculares. Fibrotraqueidas septadas, de pared gruesa. Parénquima paratraqueal escaso y en bandas de 3 a 6 estratos de células, vistos en corte

Apéndice 1. Descripciones de la madera por especie arregladas alfabéticamente por familia... Continuación.

transversal, serie parenquimatosa de 10 células, con taninos (Fig. 2N) y granos de almidón. Radios heterocelulares (Fig. 3E), uni y biseriados, de células procumbentes y cuadradas con taninos y granos de almidón.

Acacia berlandieri. Anillos de crecimiento delimitados por parénquima marginal, porosidad difusa (Fig.1F). Vasos de forma circular, en su mayoría solitarios y formando hileras radiales cortas de hasta 5 vasos, algunos ocluidos por gomo-resinas; placa de perforación simple, punteaduras intervasculares alternas, areoladas, ovaladas ornamentadas, punteaduras radio-vaso más pequeñas que las intervasculares. Fibras libriformes septadas, de pared delgada, con granos de almidón. Parénquima paratraqueal en bandas de hasta 20 estratos de células, serie parenquimatosa de 10 células, con abundantes cristales prismáticos. Radios homocelulares (Fig. 3F), exclusivamente uniseriados, de células procumbentes.

Bauhinia divaricata. Anillos de crecimiento delimitados por parénquima marginal, porosidad difusa (Fig. 1G). Vasos de forma circular y ovalada, principalmente solitarios o en cúmulos e hileras radiales de hasta 5 vasos; placa de perforación simple, punteaduras intervasculares alternas, areoladas, coalescentes, ornamentadas, punteaduras radio-vaso alargadas, más grandes que las intervasculares. Fibras libriformes no septadas, de pared gruesa. Parénquima paratraqueal en bandas de 4 a 8 estratos de células, vistos en sección transversal, serie parenquimatosa de 8 células, con abundantes cristales prismáticos y granos de almidón (Fig. 2K). Radios heterocelulares (Fig. 3G), en su mayoría uniseriados, otros biseriados, de células cuadradas y erectas en los extremos de los radios y procumbentes cortas en el cuerpo del radio, con abundantes granos de almidón.

Caesalpinia mexicana. Anillo de crecimiento delimitado por fibras y parénquima marginal, porosidad semianular (Fig. 1H). Vasos de forma ligeramente ovalada, solitarios e hileras radiales de 2 a 5 vasos, algunos ocluidos por gomo-resinas; placa de perforación simple, punteaduras alternas, areoladas, ligeramente ovaladas, ornamentadas, punteaduras radios-vaso similares a las intervasculares. Fibras libriformes no septadas, de pared delgada. Parénquima paratraqueal aliforme y aliforme confluente; serie parenquimatosa de 4 células con taninos y granos de almidón. Radios heterocelulares (Fig. 3H), en su mayoría uniseriados, de células procumbentes y cuadradas, con taninos y granos de almidón.

Ebenopsis ebano. Anillos de crecimiento delimitados por parénquima marginal, porosidad difusa (Fig. 1I). Vasos de forma circular o ligeramente ovalada, solitarios y en hileras radiales de 2 o cúmulos de 3 células; placa de perforación simple, punteaduras intervasculares alternas, ovaladas, coalescentes, punteaduras radio-vaso alargadas iguales a las intervasculares. Fibras libriformes no septadas, de pared muy gruesa. Parénquima paratraqueal aliforme y aliforme confluente, serie parenquimatosa de 2 células con abundantes cristales prismáticos, taninos y granos de almidón. Radios homocelulares (Fig. 3I), en su mayoría uniseriados, el resto biseriados, de células procumbentes con abundantes granos de almidón.

Harpalyce arborescens. Anillos de crecimiento delimitados por parénquima marginal, porosidad semianular (Fig. 1J). Vasos de forma circular, formando hileras radiales de hasta 12 vasos, algunos con gomas (Fig. 2C); placa de perforación simple, punteaduras intervasculares alternas, areoladas, ovaladas con la apertura larga, ornamentadas, punteaduras radio-vaso diferentes de las intervasculares. Fibras libriformes no septadas, de pared gruesa. Parénquima paratraqueal en bandas de 2 a 11 estratos de células, vistos en sección transversal, serie parenquimatosa de 2 células, estratificado (Fig. 2J), con taninos y granos de almidón. Radios heterocelulares algunos estratificados (Fig. 3J), uni y en su mayoría biseriados, de células procumbentes y cuadradas, con taninos y granos de almidón.

Parkinsonia aculeata. Anillos de crecimiento delimitados por fibras, porosidad difusa (Fig. 1K). Vasos de forma circular ligeramente ovalados, solitarios y formando hileras radiales de 2 a 3 vasos; placa de perfora-

Apéndice 1. Descripciones de la madera por especie arregladas alfabéticamente por familia... Continuación.

ción simple, punteaduras intervasculares a veces opuestas, areoladas, ovaladas (Fig. 2D), ornamentadas, punteaduras radio-vaso más grandes que las intervasculares. Fibras libriformes septadas, a veces gelatinosas, de pared muy delgada con granos de almidón alargados (Fig. 2I). Parénquima apotraqueal difuso y paratraqueal vasicéntrico y aliforme, serie parenquimatosa de 4 células con cristales prismáticos y granos de almidón. Radios homocelulares (Fig. 3K), uniseriados escasos, en su mayoría biseriados, de células procumbentes con algunos cristales prismáticos y abundantes granos de almidón.

Prosopis juliflora. Anillos de crecimiento delimitados por vasos de diámetro amplio en la madera temprana y parénquima marginal, porosidad anular (Fig. 1L). Vasos de forma circular, ligeramente ovalada, en su minoría solitarios y formando hileras radiales de 2 a 3 vasos; placa de perforación simple, punteaduras intervasculares alternas, areoladas, ovaladas, ornamentadas, punteaduras radios-vaso similares a las intervasculares. Fibras libriformes no septadas, de pared gruesa. Parénquima paratraqueal, aliforme a aliforme confluente, serie parenquimatosa de 2 células, con abundantes cristales prismáticos y granos de almidón. Radios homocelulares (Fig. 3L), en su mayoría triseriados, de células procumbentes con escasos cristales prismáticos.

Vachellia farnesiana. Anillos de crecimiento delimitados por parénquima marginal, porosidad semianular (Fig. 1M). Vasos de forma circular, algunos ovalados, solitarios y pocos formando hileras radiales de hasta 4 vasos, algunos ocluidos por gomo-resinas; placa de perforación simple, punteaduras intervasculares alternas, areoladas, ligeramente ovaladas, con ornamentaciones, punteaduras radio-vaso más pequeñas que las intervasculares, ligeramente ovaladas o circulares. Fibras libriformes no septadas, de pared muy gruesa. Parénquima paratraqueal aliforme y aliforme confluente; serie parenquimatosa de 2-4 células, con cristales prismáticos. Radios homocelulares (Fig. 3M), multiseriados, la mayoría 3 y 4-seriados, de células procumbentes con granos de almidón.

Ocotea tampicensis. Anillos de crecimiento delimitados por fibras, porosidad difusa (Fig. 1N). Vasos de forma circular a ligeramente ovalados, generalmente solitarios, algunos formando hileras radiales de hasta 8 vasos, algunos con tílides y gomas; placa de perforación simple, punteaduras alternas, circulares, ornamentadas, punteaduras radio-vaso igual a las intervasculares. Fibras libriformes septadas (Fig. 2H), de pared muy delgada. Parénquima paratraqueal escaso y vasicéntrico, serie parenquimatosa de 4 a 6 células, con taninos y granos de almidón, algunas células oleíferas. Radios heterocelulares (Fig. 3N), exclusivamente biseriados, de células cuadradas y procumbentes, con taninos y granos de almidón.

Robinsonella discolor. Anillos de crecimiento delimitados por fibras, porosidad difusa (Fig 1O). Vasos de forma circular, solitarios y formando hileras radiales cortas de 2 a 4 vasos, algunos ocluidos por gomo-resinas; placa de perforación simple, punteaduras intervasculares alternas, de forma circular, punteaduras radio-vaso más pequeñas que las intervasculares. Fibrotraqueidas no septadas (Fig. 2G), de paredes muy delgada. Parénquima apotraqueal difuso y paratraqueal escaso, serie parenquimatosa de 6 células con granos de almidón. Radios heterocelulares (Fig. 3O), exclusivamente biseriados, de abundantes células erectas en los márgenes, muy largos y cuadradas y procumbentes en el cuerpo con cuerpos de sílice (Fig. 2O).

Myrcianthes fragrans. Anillos de crecimiento delimitados por fibras, porosidad semianular (Fig. 1P). Vasos de forma circular y ligeramente ovalados, solitarios, algunos formando hileras radiales de 3 a 6 células; placa de perforación simple, engrosamientos helicoidales finos, punteaduras intervasculares alternas, areoladas, circulares, ornamentadas, punteaduras radio-vaso circulares, diferentes a las intervasculares. Fibrotraqueidas no septadas, con pared delgada. Parénquima apotraqueal difuso y difuso en agregados, paratraqueal escaso, series parenquimatosas de 4 células, con cristales prismáticos, algunos taninos y granos de almidón. Radios heterocelulares (Fig. 3P), uni, en su mayoría bi y triseriados, de células procum-

Apéndice 1. Descripciones de la madera por especie arregladas alfabéticamente por familia... Final.

bentes y cuadradas con taninos, cristales prismáticos y granos de almidón.

Drypetes lateriflora. Anillos de crecimiento delimitados por parénquima marginal, porosidad difusa (Fig. 1Q). Vasos de forma circular y ovalada, algunos solitarios, otros formando cúmulos e hileras radiales o tangenciales de hasta 8 vasos; placa de perforación simple, punteaduras intervasculares alternas, areoladas, de circulares a ovaladas, coalescentes, punteaduras radio-vaso similares a las intervasculares. Fibras libriformes no septadas, de pared muy gruesa. Parénquima paratraqueal en bandas de 6 estratos de células, serie parenquimatosa de 2-4 células, estratificadas; con cristales prismáticos y abundantes granos de almidón. Radios heterocelulares (Fig. 3Q), uniseriados raros, la mayoría bi y triseriados, de células procumbentes y cuadradas con granos de almidón.

Randia sp. Anillos de crecimiento delimitados por parénquima marginal, porosidad semianular (Fig. 1R). Vasos de forma circular, algunos ligeramente ovalados, formando hileras diagonales de hasta 24 vasos, algunos ocluidos por gomo-resinas; placa de perforación simple, punteaduras intervasculares alternas, areoladas, circulares (Fig. 2F), ornamentadas, punteaduras radio-vaso iguales a las intervasculares. Fibrotraqueidas septadas y no septadas, de pared muy gruesa. Parénquima apotraqueal y paratraqueal en bandas de 8 estratos celulares, vistos en sección transversal, serie parenquimatosa de 6 células, cristales tipo arenisca (Fig. 2L). Radios heterocelulares (Fig. 3R), uni, en su mayoría triseriados, de células erectas, cuadradas y procumbentes, con granos de almidón y cristales prismáticos.

Esenbeckia berlandieri. Anillos de crecimiento delimitados por parénquima marginal, porosidad difusa (Fig. 1S). Vasos de forma circular, en su mayoría solitarios, el resto en hileras radiales de 3 vasos; placa de perforación simple, punteaduras intervasculares alternas, areoladas, ligeramente ovaladas, punteaduras radio-vaso circulares, más grandes que las intervasculares. Fibras libriformes no septadas, con pared gruesa. Parénquima apotraqueal difuso-reticular, serie parenquimatosa de 6 células, con granos de almidón. Radios heterocelulares (Fig. 3S), en su mayoría uniseriados, algunos bi y triseriados, de células cuadradas y erectas y procumbentes cortas en el cuerpo, las partes unicelulares muy largas, con algunos cristales prismáticos.

Zanthoxylum fagara. Anillos de crecimiento delimitados por fibras, porosidad semianular (Fig. 1T). Vasos de forma ovalada, muy pocos solitarios y formando hileras radiales o cúmulos de 2 y hasta 5 vasos; placa de perforación simple, punteaduras intervasculares alternas, areoladas, ovaladas coalescentes (Fig. 2E), punteaduras radio-vaso más grandes que las intervasculares. Fibras libriformes no septadas, de pared muy delgada. Parénquima paratraqueal escaso, vasicéntrico y ocasionalmente confluente, serie parenquimatosa de 5 células, con granos de almidón. Radios heterocelulares (Fig. 3T), uni y biseriados, de células procumbentes y cuadradas, con granos de almidón.

doi:10.21829/myb.2017.232512

Madera y **Bosques** vol. **23**, núm. **2: 43-52** Verano **2017**

Espuma fenólica de célula abierta hidratada como medio para **mitigar estrés hídrico** en plántulas de *Pinus leiophylla*

Hidratated open cell phenolic foam as a mean to mitigate water stress in *Pinus leiophylla* seedlings

Abraham Palacios-Romero[1], Rodrigo Rodríguez-Laguna[2]*, Ramón Razo-Zárate[2], Joel Meza-Rangel[2], Francisco Prieto-García[1] y M. de la Luz Hernández-Flores[1]

[1] Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Ciudad del Conocimiento. Mineral de la Reforma, Hidalgo. México.

[2] Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Instituto de Ciencias Agropecuarias. Tulancingo, Hidalgo. México.

* Autor de correspondencia. rodris71@yahoo.com

Resumen

El presente estudio tiene por objetivo determinar el efecto de la espuma fenólica de célula abierta como mecanismo para mitigar el estrés hídrico en plantas de *Pinus leiophylla* en condiciones de invernadero. Se estableció un ensayo en el que se aplicaron cuatro tratamientos con diferente volumen de espuma fenólica como sustrato y un testigo. Se evaluó semanalmente supervivencia, crecimiento en altura, diámetro e incremento en biomasa. Se encontraron diferencias significativas en el tiempo de supervivencia entre los tratamientos; la supervivencia de 50% de los individuos se incrementó en hasta seis y siete semanas más al utilizar espuma fenólica hidratada de 462 cm^3 y 616 cm^3, respectivamente, con respecto al testigo. En cuanto a crecimiento en altura y diámetro, el testigo nuevamente presentó el menor crecimiento en altura y diámetro (29.5 cm y 4.1 mm, respectivamente) con respecto al resto de los tratamientos, mientras que las plantas con espuma de 462 cm^3 presentaron el mayor crecimiento en altura y diámetro (33.5 cm y 5.1 mm, respectivamente). Para el caso de biomasa, las plantas con espuma de 308 cm^3 presentaron el menor valor con respecto a aquellas con espuma de 616 cm^3 y testigo. Estos resultados sugieren que la espuma fenólica es un buen mitigador de los efectos del estrés hídrico, ya que prolongan el tiempo de supervivencia de las plantas en hasta siete semanas y mejoran el crecimiento en altura y diámetro al compararlo con el testigo.

Palabras clave: crecimiento,reforestación, reservorio de agua, sequía, supervivencia.

Abstract

This study aimed to determine the effect of open cell phenolic foam as a mechanism to mitigate water stress in *Pinus leiophylla* seedlings under greenhouse conditions. A test procedure was established, in which plants produced with this system were used and four treatments of different phenolic foam volume and a control were applied. Survival, growth in height, diameter and increase in biomass were evaluated weekly. Significant differences were found in survival time between treatments; the time to 50% survival of individuals was increased up to six to seven weeks when phenolic foam hydrated 462 cm^3 and 616 cm^3 was applied compared with the control. As for growth in height and diameter, the control again had the lowest growth in height and diameter (29.5 cm and 4.1 mm, respectively) compared to other treatments, while plants with foam of 462 cm^3 showed the highest growth in height and diameter (33.5 cm y 5.1 mm, respectively). In the case of biomass, plants with 308 cm^3 foam showed the lowest value compared with those of foam of 616 cm^3 and control. These results suggest that the phenolic foam is effective for mitigating the effects of water stress since seedling survival was increased up to seven weeks and growth in height and diameter was improved when compared with the control.

Keywords: growth, reforestation, water reservoir, drought, survival.

Introducción

El cambio de uso de suelo, la explosión demográfica, sequías extremas, la modificación de los patrones de lluvia, el calentamiento global y la deforestación han provocado que se pierdan alrededor de 5.2 millones de hectáreas anuales de bosques y selvas (Lloret, Escudero, Iriondo, Martínez-Vilalta y Valladares, 2012). La disminución de las zonas forestales está generando pérdida y fragmentación de ecosistemas, modificando con ello los ciclos hídricos, regímenes de temperatura y precipitación. Esto reduce las tasas de captura de carbono y, en última instancia, favorece a los efectos del cambio climático (López, 2012).

En México para subsanar la pérdida de alrededor de 155 mil hectáreas anuales de bosques y selvas, se han creado programas anuales de reforestación. Desafortunadamente, para cada año se registran porcentajes de supervivencia inferiores a 60% para dichos programas. De acuerdo con distintas instituciones encargadas de evaluar el éxito de estos programas (Colegio de Postgraduados, 2008; Universidad Autónoma de Chapingo, 2009; Consejo Nacional de Evaluación de la Política de Desarrollo Social, 2012), la baja supervivencia se atribuye principalmente al efecto de la sequías prolongadas y a la mala elección de fechas de plantación.

Las plantas que son depositadas en el lugar definitivo por el hombre tienen la desventaja de que su sistema radical se encuentra limitado al volumen del cepellón. La mala elección en la fecha de plantación, trae como consecuencia estrés hídrico en las plantas debido a la falta de disponibilidad de agua en el suelo, que se expresa en la reducción del crecimiento y desarrollo, mientras que en la parte interna de la planta ocurren diversos fenómenos fisiológicos como es la pérdida de turgencia celular, la reducción de la tasa de expansión celular, disminución de la síntesis de pared celular, reducción de síntesis de proteínas (Ortiz, 2006).

Todos estos cambios ocurren mientras el déficit hídrico no es tan severo. Sin embargo, conforme el contenido hídrico en las plantas disminuye, se afectan otros mecanismos y se generan respuestas como aumentar los niveles de ácido abscísico y cuando el estrés es extremo, se producen cavitaciones en los elementos del xilema, perdida del follaje, marchitez y finalmente la muerte (Ortiz, 2006).

Para prevenir esta situación, las plantas han desarrollado diferentes respuestas, mecanismos y adaptaciones que les permiten resistir y sobrevivir a condiciones de déficit hídrico (Nilsen y Orcutt 1996). Algunos de estos mecanismos son: reducción del tamaño de la hoja, una densa pubescencia foliar, estomas altamente desarrollados, acumulación de mucílago y otros metabolitos (Bosabalidis y Kofidis, 2002).

En la actualidad es necesario desarrollar tecnologías que ayuden a las plantas en los primeros años después de plantadas en campo en programas de reforestación para disminuir el estrés hídrico provocado por las condiciones climáticas adversas. Para esto, se propone el uso de espuma fenólica de célula abierta (esponja floral), que es un material con alta capacidad de absorción de agua (Gardziella, Pilato y Knop, 2000). Este tipo de material es usado en gran variedad de aplicaciones como la industria florística e hidroponia (Espinoza, 2010; Bezerra *et al.* 2010).

Pinus leiophylla Schl. & Cham es una de las especies de mayor distribución en todo el país, encontrándose entre 1130 m y 2800 m snm (Santillán, 1991). Se considera especie pionera, ya que es capaz de establecerse en suelos pobres y cubiertos de lava volcánica. Tiende a asociarse con otras especies arbóreas. Su intervalo altitudinal es también apto para el establecimiento de cultivos de gramíneas (Eguiluz, 1978); su madera es valorada para elaborar pilotes y durmientes para vías del tren, postes, muebles, pasta de celulosa y es fuente de leña y carbón vegetal para las comunidades e industrias rurales. Por esta razón, la especie está siendo sometido a una tala inmoderada, reduciendo drásticamente su población en ciertas zonas (Musálem y García, 2003). A pesar de esto, se espera que debido al cambio climático, el área de distribución de esta especie se incremente en 35.5% (Arriaga y Gómez, 2004).

Objetivo

El presente estudio tiene como objetivo evaluar el efecto de la espuma fenólica de célula abierta como mecanismo para

mitigar el estrés hídrico mediante la evaluación de supervivencia, incremento en altura, diámetro y biomasa en plantas de *Pinus leiophylla* en condiciones de invernadero.

Materiales y métodos

Establecimiento del experimento

Se estableció el ensayo en instalaciones del Instituto de Ciencias Agropecuarias de la Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo (UAEH), ubicado en las coordenadas: 20° 3' 36.44" latitud Norte y 98° 22' 53.26" longitud Oeste, a una altitud de 2165 m snm. La región presenta un clima de tipo BS1k, semiseco templado con lluvias en verano, con una precipitación promedio anual de 500 mm a 553 mm y una temperatura media de 14 °C.

La planta utilizada fue donada por el vivero Universitario de la UAEH. Contaba con un año de edad, producida en sistema tecnificado en charola de poliestireno de 77 cavidades y con 170 cm^3 por cavidad. El sustrato fue *peat moss*, agrolita y vermiculita en relación 3:1:1, con seis gramos de fertilizante de liberación lenta (18-6-12) por cada litro de mezcla. Tenía en promedio 25 cm de altura y 3.5 mm de diámetro en la base. Se seleccionaron plantas libres de enfermedades, con ¾ partes del tallo lignificado, con acículas y fascículos completamente desarrollados.

En noviembre de 2012, las plantas fueron trasplantadas a bolsas de plástico negro de 40 cm × 40 cm, con fuelle, sin orificios y se llenaron de tierra agrícola (23% de humedad inicial) hasta la mitad, después las plantas fueron depositadas al centro de las bolsas y se colocaron los bloques de espuma fenólica hidratada de manera que tuvieran la mayor superficie de contacto con el cepellón. Posteriormente se procedió a llenar las bolsas hasta el cuello de la planta y se compacto suavemente con las manos.

Diseño experimental

Se aplicaron cinco tratamientos al momento del trasplante (Tabla 1); cada tratamiento estuvo formado por tres repeticiones de 20 plantas cada una, obteniendo un total de 60 individuos por tratamiento y 300 plantas en todo el experimento.

Tabla 1. Descripción de los tratamientos aplicados en el estudio.

Tratamiento	Descripción	Colocación
T1	Bloque de espuma fenólica hidratada de 3.3 cm × 7 cm ×10 cm y 231 cm^3 de volumen seco. Volumen de agua absorbida: 227.5 ml	El bloque se colocó a un costado del cepellón de la planta, a una profundidad de 7 cm por debajo de la superficie
T2	Bloque de espuma fenólica hidratada de 4.4 cm × 7 cm × 10 cm y 308 cm^3 de volumen seco. Volumen de agua absorbida: 287 ml	El bloque se colocó a un costado del cepellón de la planta, a una profundidad de 7 cm por debajo de la superficie
T3	Dos bloques de espuma fenólica hidratada de 3.3 cm × 7 cm × 10 cm y 462 cm^3 de volumen seco. Volumen de agua absorbida: 455.1 ml	Los bloques se colocaron a un costado del cepellón de la planta, a una profundidad de 7 cm por debajo de la superficie
T4	Dos bloques de espuma fenólica de 4.4 cm × 7 cm × 10 cm y 616 cm^3 de volumen seco. Volumen de agua absorbida: 574 ml	Los bloques se colocaron a un costado del cepellón de la planta, a una profundidad de 7 cm por debajo de la superficie
T5	Testigo. Sin bloques de espuma fenólica.	La planta se colocó de manera tradicional.

Las bolsas con planta fueron colocadas dentro del invernadero y se situaron de acuerdo con un diseño experimental completamente al azar. Durante el experimento, las plantas no se regaron con la finalidad de notar el efecto de la espuma fenólica en la mitigación del estrés hídrico.

Variables evaluadas

Se evaluaron las variables: supervivencia, incremento en altura, diámetro en la base de la planta, biomasa aérea, radicular y total. Las evaluaciones se llevaron a cabo semanalmente; la supervivencia fue evaluada de manera visual de acuerdo con la metodología propuesta por Barchuk y Díaz (2000), la cual considera que las plantas están vivas mientras presenten el color, turgencia y vigor característicos de la especie. El incremento en altura fue medido con flexómetro (0.1 cm de resolución), mientras que el incremento en el diámetro se midió con vernier digital (0.01 mm de resolución). La biomasa se calculó de acuerdo con una variación de la metodología propuesta por Schlegel, Gayoso y Guerra, (2000): al momento de que un individuo fuera declarado muerto, se procedió a sacar de la bolsa y limpiar la raíz cuidando que no se perdieran partes de ella en el proceso, posteriormente se cortó la raíz a la altura del cuello, las partes aérea y radicular fueron deshidratadas completamente en una estufa de secado y pesadas en una báscula digital (0.01 g de resolución).

Análisis estadístico

Los datos de todos los individuos estudiados (datos de 300 ejemplares) fueron sometidos a los análisis estadísticos requeridos. Para la variable de supervivencia se utilizó el estimador Kaplan-Meier (Cruz, 2011), para determinar cuál tratamiento ayuda a conservar durante más tiempo la supervivencia en condiciones de sequía. Para el crecimiento en altura y diámetro, los datos se sometieron a un análisis de covarianza tradicional, utilizando el procedimiento de Anova con los valores de altura y diámetro iniciales como covariables. Con respecto a la variable de biomasa, el análisis realizado fue el de varianza tradicional.

En los caso en que se encontraron diferencias estadísticamente significativas para las variables crecimiento en altura, diámetro y biomasa, ($P \leq 0.05$) se realizó una prueba de comparación múltiple de medias Tukey y para el caso de supervivencia se utilizó el análisis Log-Rank para determinar el mejor tratamiento.

Resultados

Supervivencia

EL análisis de supervivencia utilizando el estimador Kaplan-Meier muestra que existen diferencias significativas entre los tratamientos ($P < 0.001$). Las plantas testigo perdieron 50% de sus individuos a las cuatro semanas de realizado el trasplante, mientras que las plantas con 462 cm^3 y 616 cm^3 de espuma fenólica lo hicieron hasta las 11 y 12 semanas, respectivamente. Las plantas con 231 cm^3 y 308 cm^3 de espuma fenólica alcanzaron esta proporción a las ocho y nueve semanas respectivamente (Fig. 1).

El análisis Log-Rank confirmó que el testigo fue el grupo que presentó el menor tiempo de supervivencia con respecto al resto de los tratamientos ($P < 0.05$); y que las plantas con 462 cm^3 y 616 cm^3 de espuma fenólica, son las

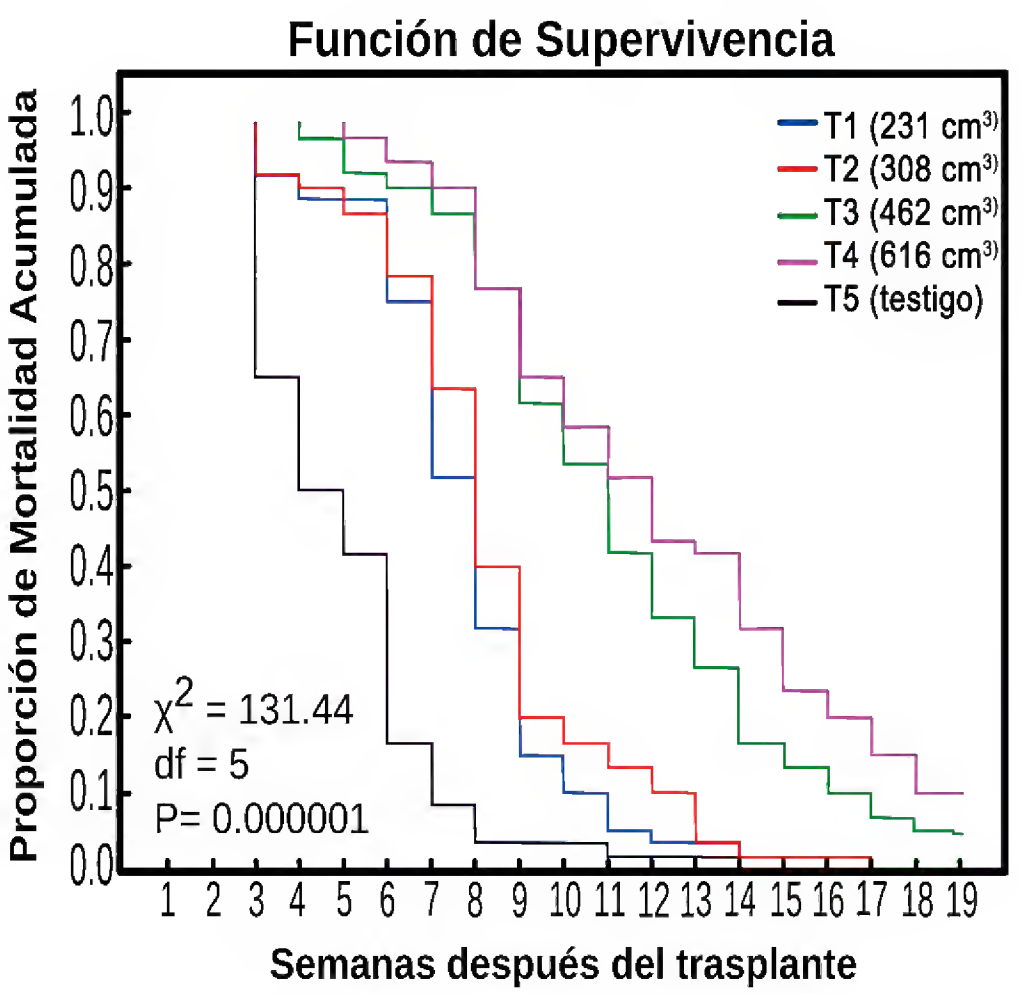


Figura 1. Curvas de supervivencia de plantas de *P. leiophylla* con tratamientos de espuma fenólica hidratada.

Tabla 2. Matriz de resultados para el análisis Log-Rank.

	T1 (231 cm³)	T2 (308 cm³)	T3 (462 cm³)	T4 (616 cm³)	T5 (testigo)
T1		0.18946	0.000001	0.00000001	0.001
T2	0.18946		0.00001	0	0.01
T3	0.000001	0.00001		0.11829	0.0001
T4	0.00000001	0	0.11829		0
T5	0.001	0.01	0.0001	0	

* Resultados menores a 0.05 indican diferencias significativas

que tuvieron el mayor tiempo de supervivencia con respecto al resto de los grupos en el ensayo ($P < 0.05$). Las plantas con un bloque de espuma fenólica hidratada (231 cm^3 y 308 cm^3) no presentaron diferencias significativas entre ellas, pero sí con el resto de los tratamientos. De la misma manera, las plantas con dos bloques de espuma fenólica hidratada (462 cm^3 y 616 cm^3) no presentaron diferencias significativas entre ellas, pero sí con el resto de los tratamientos (Tabla 2).

Todas las plantas se mantuvieron vivas hasta la tercera semana después del trasplante. A partir de este tiempo, los testigos comenzaron a morir rápidamente; para la cuarta semana se conservaban vivos 75% de ellos, y para la quinta semana (35 días) solo 50%. Esta tendencia continuó hasta la octava semana, momento en que solo 8% de las plantas testigo se encontraban con vida. Las plantas con 231 cm^3 y 308 cm^3 de espuma fenólica presentaron las primeras muertes en la quinta semana después del trasplante. En la semana siete conservaban alrededor de 80% de sus individuos. Pero después de esta fecha, comenzó un rápido descenso de su población, ya que en la semana ocho (56 días), solo conservan 50% y 60% de individuos respectivamente. Se debe resaltar que las plantas con 462 cm^3 y 616 cm^3 de espuma fenólica mantuvieron 100% de sus individuos vivos hasta la semana cuatro y cinco (28 días y 35 días) después del trasplante, respectivamente. La mortalidad de los individuos fue lenta, ya que ambos grupos conservaron vivos 90% de sus individuos hasta la semana ocho, y fue a partir de esta semana que la mortalidad aumentó considerablemente: en las semanas 11 y 12 (77 días y 84 días) ambos grupos conservaron 50% de sus individuos vivos y en la semana 16, ambos grupos conservaban menos de 20% de sus individuos vivos (Fig. 1).

Crecimiento en altura e incremento en diámetro

El análisis estadístico indicó la existencia de diferencias significativas ($P < 0.001$) en el crecimiento en altura e incremento en diámetro entre los tratamientos (Tabla 3).

Tabla 3. Resultados del análisis de covarianza para altura y diámetro en *P. leiophylla* con tratamientos de espuma fenólica hidratada.

Variable	Cuadrados medios				Pr>F
	Tratamiento (4)[a]	Bloques (2)	Covariable (1)	Error (292)	
Incremento en altura	24.9247	2.01148	2597.597290	1469.88932	0.000684
Incremento en diámetro	7.74897	1.77284	91.68232	161.47596	0.0000001

[a] En paréntesis se presentan los grados de libertad correspondientes a cada fuente de variación

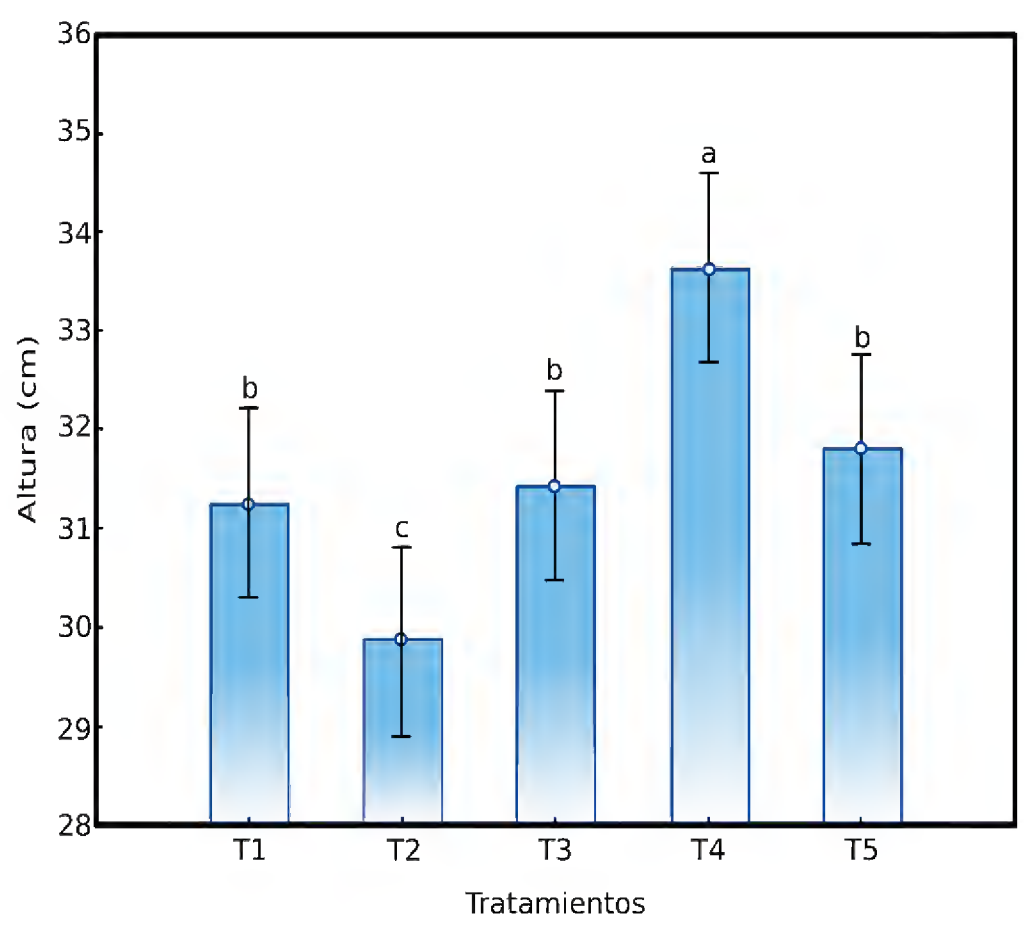


FIGURA 2. Porcentajes de supervivencia en plantas de *P. leiophylla* con distintos tratamientos de bloques de espuma fenólica.

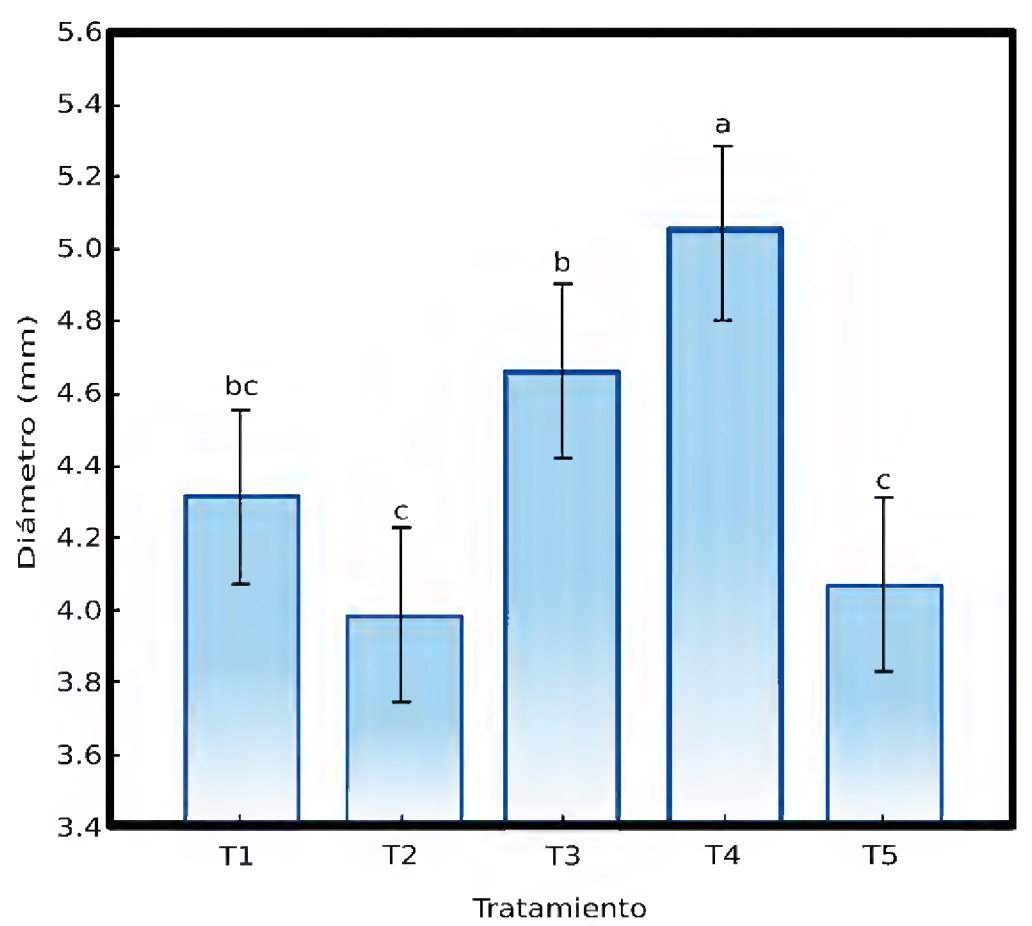


FIGURA 3. Incremento en altura y diámetro en plantas de *P. leiophylla* en distintos tratamientos de espuma fenólica hidratada.

Las plantas con 462 cm^3 de espuma fenólica hidratada, presentaron el mayor crecimiento en altura (33.5 cm), existiendo una diferencia de 4.0 cm con respecto a las plantas con espuma de 308 cm^3 (29.5 cm). El mayor incremento en diámetro fue presentado por las plantas con 616 cm^3 y 462 cm^3 de espuma fenólica hidratada, con 5.1 mm y 4.6 mm respectivamente, mientras que las plantas testigo y las que tenían 308 cm^3 de espuma fenólica tuvieron el menor incremento, ya que solo alcanzaron un diámetro de 4.1 mm y 4.0 mm, respectivamente (Fig. 2 y 3).

Incremento en Biomasa

El análisis Anova indica la existencia de diferencias significativas para las variables de biomasa radicular ($P = 0.003$), aérea ($P = 0.001$) y total ($P < 0.001$) entre los tratamientos (Tabla 4). El tratamiento testigo presentó el mayor peso en biomasa radicular (0.98 g), aérea (2.60 g) y total (3.50 g), mientras que las plantas con 308 cm^3 de espuma fenólica fueron las de menor peso de biomasa radicular (0.75 g), aérea (2.11 g) y total (2.86 g). La diferencia entre los valores extremos para la biomasa radicu-

TABLA 4. Resultados del análisis de varianza para biomasa en *P. leiophylla* con tratamientos de espuma fenólica hidratada

Variable	Cuadrados medios		Pr>F
	Tratamiento (4)[a]	Error (295)	
Biomasa radicular	0.4861	0.1196	0.003178
Biomasa aérea	2.927	0.639	0.001330
Biomasa total	5.289	1.057	0.000649

[a] En paréntesis se presentan los grados de libertad correspondientes a cada fuente de variación

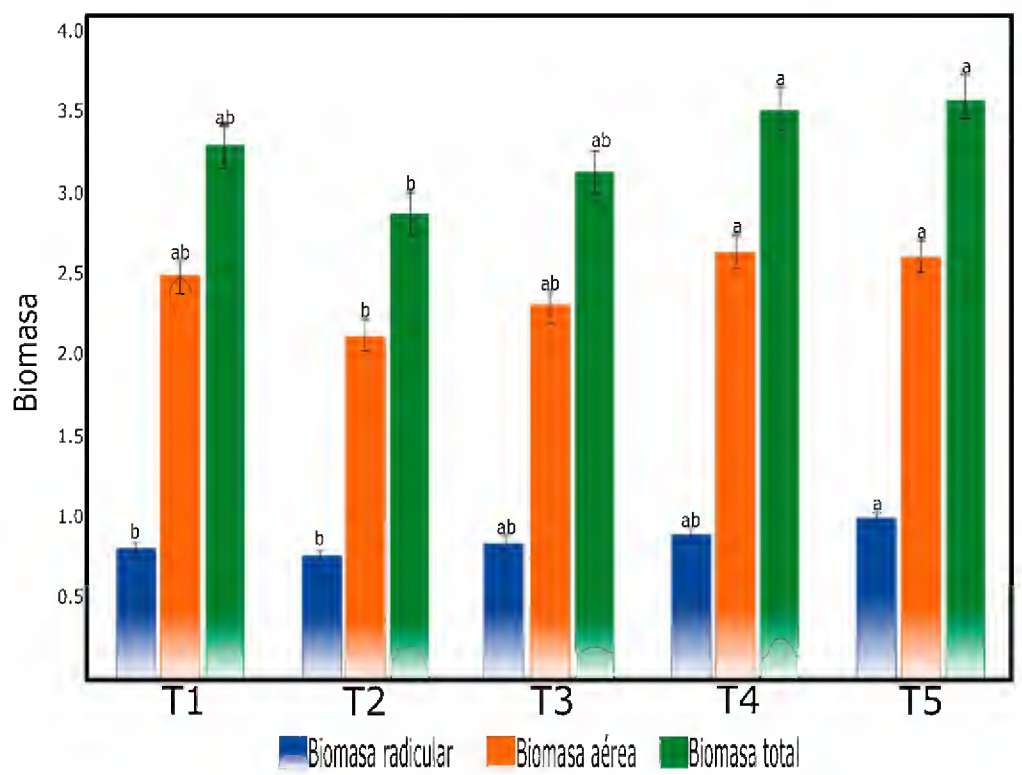


FIGURA 4 Biomasa en plantas de *P. leiophylla* en distintos tratamientos de bloques de espuma fenólica.

lar fue de 0.23 g, para la biomasa aérea fue de 0.49 g y para la biomasa total fue de 0.73 g.

El análisis de medias de Tukey confirma a las plantas con 308 cm^3 de espuma fenólica como el grupo con el menor valor de biomasa radicular, aérea y total, presentando diferencias significativas ($P < 0.05$) con respecto a las plantas con 616 cm^3 de espuma fenólica y al testigo. Las planta con 231 cm^3, 462 cm^3 y 616 cm^3 de espuma fenólica y el testigo no presentaron diferencias significativas entre ellas en biomasa aérea ni en total, no siendo así para el caso de la biomasa radicular, donde las plantas con 231 cm^3 de espuma presentaron diferencias significativas con respecto al testigo (Fig. 4).

DISCUSIÓN

Se observa que tanto la selección de la planta, como el trasplante se llevaron a cabo de manera adecuada, ya que no se registró la muerte de plantas durante las primeras tres semanas del experimento, lo que corrobora lo expuesto por Ríos, Rivera, Valenzuela, Trucíos y Rosales, (2012) y Palacios, Rodríguez, Meza, Razo y Hernandez, (2016) quienes afirman que una buena técnica de trasplante y una elección adecuada de los individuos a utilizar, incrementan las posibilidades de supervivencia de las plantas. Por lo anterior, la mortalidad en el ensayo, se puede atribuir enteramente al estrés hídrico y sequía.

Supervivencia

Los resultados obtenidos en este ensayo concuerdan con lo hallado por Espinoza (2010), Muller *et al.* (2012) y Palacios *et al.* (2015). En el estudio de Espinoza (2010) se utilizaron espumas fenólicas para incrementar la supervivencia durante la etapa de trasplante y aclimatación en campo de *Cattleya spp*, alcanzando 100% de supervivencia al utilizar bloques de espuma fenólica, mientras que en el trabajo de Muller *et al.* (2012) se utilizaron exitosamente bloques de espuma para aumentar la supervivencia en la producción de plántulas de híbridos de *Eucalyptus urophylla* y *E. resinífera* tanto en campo como en invernadero, obteniendo solo 3% en la mortalidad al utilizar bloques de espuma fenólica. Mientras que en el estudio de Palacios *et al.* (2015) se registró un incremento significativo en la supervivencia en campo (hasta 26%) al aplicar espuma fenólica hidratada.

Es importante aclarar que en los ensayos de Espinoza (2010) y Muller *et al.* (2012) se utilizaron plantas de distintas especies y en distintas etapas de crecimiento. Aun así, la espuma fenólica incrementó significativamente la supervivencia en ambos estudios, indicando que este tipo de material mejora la resistencia de las plantas al estrés hídrico, sin importar la especie, etapa de crecimiento o sustrato en el que es utilizado, a diferencia de otros materiales como el hidrogel, en el que diversos factores pueden alterar su funcionalidad y eficiencia (Agaba *et al.*, 2010; Farrell, Ang y Rayner, 2013).

Se debe resaltar que la aplicación de espuma fenólica hidratada permitiría adelantar las fechas de plantación para los programas de reforestación, ya que el usar 462 cm^3 y 616 cm^3 de espuma fenólica hidratada, permite que 90% de las plantas se mantengan con vida hasta por 56 días en condiciones de sequía total. Las plantas podrían soportar el estrés ocasionado por el trasplante (shock del trasplante) y la sequía y aprovechar plenamente el periodo de lluvias para desarrollar su sistema radicular y tener mayores probabilidades de sobrevivir. También ayudaría

a las plantas a sobrevivir en el periodo canicular, ya que la espuma rehidratada por las lluvias sería una fuente de humedad para las plantas reduciendo el estrés hídrico en este periodo en el que las lluvias son escasas y la radiación solar más intensa.

Crecimiento en altura e incremento en diámetro

Con respecto a la altura, los resultados obtenidos en este ensayo confirman lo encontrado por Palacios *et al.* (2015), en cuyo trabajo el uso de espuma fenólica incrementó significativamente el crecimiento en altura en plantas de *P. leiophylla* en campo. Sin embargo, contradicen lo registrado por Bezerra *et al.* (2010), en cuyo estudio se utilizó espuma fenólica con distintas sustancias reguladoras de pH para incrementar la tasa de germinación y crecimiento de *Lactuca sativa* y donde no se encontraron diferencias significativas en el crecimiento. Esta discrepancia se puede atribuir a la diferencia de etapas de crecimiento de las plantas utilizadas, ya que en la etapa de germinación, las plantas utilizan la energía y nutrientes almacenados en los cotiledones para iniciar su crecimiento, por tanto en la etapa germinativa, la falta de agua se verá reflejada principalmente en la supervivencia.

En estudios donde se utiliza otro tipo de reservorios de agua, tampoco se encuentran diferencias significativas en el crecimiento (Chirino, Vilagrosa y Vallejo, 2011; Maldonado, Aldrete, López, Vaquera y Cetina, 2011). Esto podría ser un indicio de que la espuma fenólica, al igual que otros materiales usados como reservorio de agua, tiene su mayor impacto en la supervivencia de los individuos y no en el crecimiento.

Los resultados obtenidos en el incremento del diámetro concuerdan con lo encontrado por da Silva, Kager, de Moraes y Gonçalves (2012), quien demostró que el adicionar un mayor volumen de reservorio de agua, permite que las plantas almacenen una mayor cantidad de nutrientes. Este comportamiento se vio reflejado en las plantas con 462 cm^3 y 616 cm^3 de espuma fenólica, ya que fueron las que presentaron el mayor incremento respecto al diámetro.

Es importante notar que las plantas con espuma fenólica de 231 cm^3 y 308 cm^3 presentaron crecimientos en altura y diámetro similares al testigo. Este comportamiento es análogo a la supervivencia y, por tanto, esperado; indica que al igual que el testigo, vieron su crecimiento restringido debido al estrés hídrico generado por el agotamiento del agua disponible en la espuma.

Incremento en biomasa

Los resultados obtenidos en el presente estudio discrepan con lo obtenido por otros autores que observaron que con el uso de espuma fenólica de célula abierta incrementaba significativamente la biomasa (Bezerra *et al.*, 2010; Muller *et al.*, 2012). Esta discrepancia se puede atribuir a que las raíces de *P. leiophylla*, en el presente estudio, penetraron la espuma fenólica y al momento de extraer el sistema radicular, partes de las raíces se quedaron en la espuma y fue imposible recuperarlas, por tanto no se pudieron considerar en el pesado. Esto indica que es necesario desarrollar una metodología diferente que permita evaluar el efecto en la biomasa al usar espuma fenólica sin presentar este sesgo. Es importante mencionar que los autores mencionados también utilizaron especies distintas a la de este ensayo – da Silva *et al.* (2012) utilizaron híbridos de *Eucalyptus urophylla* y *E. resinífera*, mientras que Bezerra *et al.* (2010) utilizaron *Lactuca Sativa L.* –, por lo que es posible que la respuesta en biomasa al uso de espuma fenólica varié entre especies. Otro factor que pudo afectar los resultados es que las evaluaciones se realizaron durante la estación invernal y en un periodo corto, lo que de acuerdo con Cornejo y Emmingham (2003) afecta el incremento en biomasa de los pinos. Aun así, el comportamiento de la biomasa es predecible ya que en el crecimiento en altura y diámetro, las plantas con espuma fenólica de 308 cm^3 también tuvieron el menor crecimiento.

Conclusiones

La espuma fenólica de célula abierta ha demostrado ser un buen material para mitigar el estrés hídrico, ya que incrementa significativamente el tiempo de supervivencia de plantas de *P. leiophylla* en condiciones de sequía hasta en

siete semanas con respecto al testigo, al utilizar 462 cm^3 de espuma fenólica.

También mejora el crecimiento en altura, alcanzando 3.75 cm más en plantas con 462 cm^3, cm^3 de espuma fenólica contra 1.9 cm en el testigo. El incremento en diámetro también se ve favorecido al utilizar espuma fenólica, con 1.9 mm al utilizar 462 cm^3 de espuma fenólica con respecto a un incremento de 1.0 mm en el testigo. Sin embargo, el uso de espuma fenólica no aumentó la biomasa con respecto al testigo.

Referencias

Agaba, H, Baguma O., L. J, Osoto E., J. F., Obua, J, Kabasa, J. D. y Hüttermann, A. (2010). Effects of hydrogel amendment to different soils on plant available water and survival of trees under drought conditions. *CLEAN – Soil, Air, Water, 38*, 328–335.

Arriaga, L. y Gómez, L. (2004). Posibles efectos del cambio climático en algunos componentes de la biodiversidad de México. En J. Martínez y A. Fernández B. (Eds.), Cambio climático: una visión desde México (255-265). D. F., México: Instituto Nacional de Ecología.

Barchuk, A. H y Díaz, M. P. (2000). Vigor de crecimiento y supervivencia de plantaciones de *Aspidosperma quebracho-blanco* y de *Prosopis chilensis* en el Chaco árido. *Quebracho*, *8*, 17-29.

Bezerra N., E, Santos, R., Pessoa, P., Andrade, P., Oliveira, S. y Mendonça, I. (2010). Tratamento de espuma fenólica para produção de mudas de alface. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias, 5*, 418-422.

Bosabalidis, A. M. y Kofidis, G. (2002). Comparative effects of drought stress on leaf anatomy of two olive cultivars. *Plant Science, 16*, 375-379.

Chirino, E., Vilagrosa, A. y Vallejo, V. R. (2011). Using hydrogel and clay to improve the water status of seedlings for dryland restoration. *Plant Soil, 344*, 99-110.

Colegio de Postgraduados. (2008). *Reforestación Evaluación externa ejercicio fiscal 2007.* D. F., México: Semarnat.

Consejo Nacional de Evaluación de la Política de Desarrollo Social. (2012). Informe de la evaluación específica del desempeño 2010-2011 valoración de la información contenida en el sistema de evaluación de desempeño. D. F., México: Semarnat.

Cornejo, O. y Emmingham, W. (2003). Effects of water stress on seedling growth, water potential and stomatal conductance of four *Pinus* species. *Crops Research, 25*, 159–190.

Cruz J., A. F. (2011). *Modelos de tiempos de vida y sus aplicaciones en el modelaje de mortalidad forestal.* Chapingo, Estado de México: Universidad Autónoma Chapingo.

da Silva, P. H., Kager, D., de Moraes G., J. L. y Gonçalves, A. N. (2012). Produção de mudas clonais de eucalipto em espuma fenólica: crescimento inicial e mortalidade. *CERNE, 18*, 639–649.

Eguiluz, P. T. (1978). *Ensayo de integración de los conocimientos sobre el genero* Pinus *en México.* Chapingo, México: Escuela Nacional de Agricultura.

Espinoza Z., D. A. (2010). *Elaboración de espumas florales fenólicas que incorporan nutrientes, sustancias inhibidoras de etileno, preservantes y bactericidas para la conservación prolongada de plantas obtenidas in vitro en el laboratorio de cultivo de tejidos.* Ecuador: Escuela Politécnica del Ejército.

Farrell, C., Ang, X. Q. y Rayner, J. P. (2013). Water-retention additives increase plant available water in green roof substrates. *Ecological Engineering, 52*, 112–118.

Gardziella, A., Pilato, L. A. y Knop, A. (2000). *Phenolic Resins: Chemistry, Applications, Standardization, Safety and Ecology* (2a ed.). Nueva York: Springer Verlag.

Lloret, F., Escudero, A., Iriondo, J. M., Martínez-Vilalta, J. y Valladares, F. (2012). Extreme climatic events and vegetation: the role of stabilizing processes. *Global Change Biology, 18*, 797–805.

López, A. (2012). *Deforestación en México: Un análisis preliminar.* México: Centro de Investigación y Docencia Económicas A.C.

Maldonado B., K., Aldrete A., R., López U., J., Vaquera H., H. y Cetina A., V. M. (2011). Producción de *Pinus greggii* Engelm. en mezclas de sustrato con hidrogel y riego en vivero. *Agrociencia, 45*, 389–398.

Musálem, M. Á. y García M., S. (2003). *Monografía* Pinus leiophylla *(1a ed).* Chapingo, México: Instituto de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias.

Nilsen, E. T. y Orcutt, D. M. (1996). *Physiology of plants under stress. Abiotic factors* (1a ed.) Nueva York: John Wiley and Sons.

Ortiz O., M. (2006). *Respuestas fisiológicas y bioquímicas de dos especies de pinos en condiciones limitantes de humedad*. Hidalgo, México: Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo.

Palacios R., A., Rodríguez L., R., Meza R., J., Razo Z., R. y Hernandez F., M. L. (2016). *Espuma fenólica, potenciador de la supervivencia en reforestaciones* (1aed.). Saarbrücken, Alemania: Editorial Académica Española.

Palacios R., A., Rodríguez L., R., Prieto G., F., Meza R., J., Razo Z., R. y Hernández F., M. de la L. (2015). Supervivencia de *Pinus leiophylla* Schiede ex Schltdl. et Cham. en campo mediante la aplicación de espuma fenólica hidratada. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales, 6*(32), 83-92.

Ríos S., J. C., Rivera G., M., Valenzuela N., L. M., Trucíos C., R. y Rosales S., R. (2012). Diagnóstico de las reforestaciones de mezquite y métodos para incrementar su sobrevivencia en Durango, México. *Revista Chapingo Serie Zonas Áridas, XI*(2), 63–67. doi: doi.org/dx.doi.org/0000

Santillán P., J. (1991). *Silvicultura de las coníferas de la región central*. Chapingo, México: Universidad Autónoma Chapingo.

Schlegel, B., Gayoso, J. y Guerra, J. (2000). *Manual de procedimientos muestreos de biomasa forestal*. Chile: Universidad Austral de Chile.

Universidad Autónoma Chapingo. (2009). *Reforestación: Evaluación Externa Ejercicio Fiscal 2008. Informe de entidades federativas -Resultados, Aciertos y Áreas de Oportunidad*. México D. F.: Conafor.

Manuscrito recibido el 10 de junio de 2016.
Aceptado el 21 de febrero de 2017.

Este documento se debe citar como:
Palacios-Romero, A., Rodríguez-Laguna, R., Razo-Zárate, R., Meza-Rangel, J., Prieto-García, F. y Hernández-Flores, M. L. (2017). Espuma fenólica de célula abierta hidratada como medio para mitigar estrés hídrico en plántulas de *Pinus leiphylla*. *Madera y Bosques, 23*(2), 43-52. doi: 10.21829/myb.2017.232512

doi:10.21829/myb.2017.2321494

Madera y **Bosques** vol. **23**, núm. **2: 53-68** Verano **2017**

Análisis de **subsidio al sector silvícola** de la región del Biobío, Chile

Subsidy analysis to the forestry sector of the Biobío region, Chile

Cristian Mardones[1*] y Andrea Hernández[2]

1 Universidad de Concepción. Facultad de Ingeniería. Departamento de Ingeniería Industrial. Concepción, Chile.

2 Universidad de Concepción. Programa de Magíster en Ingeniería Industrial. Concepción, Chile. andrea.hernandez.cid@gmail.com

* Autor de correspondencia. crismardones@udec.cl

Resumen

El objetivo del presente estudio es evaluar, desde una perspectiva económica y ambiental, los impactos de la aplicación de un subsidio a la plantación forestal sobre los sectores económicos de la región del Biobío, Chile. Para ello se utiliza el modelo de precios de Leontief que permite simular impactos sobre los precios sectoriales, consumo, gasto fiscal, índice de precios y emisiones. Los resultados muestran que si se renueva el subsidio que estuvo vigente hasta el año 2012 en Chile, los precios en el sector silvícola se reducirían en 11,74%, mientras que los precios de sectores relacionados como madera y muebles, agropecuario y celulosa y papel presentarían reducciones de 0,94%, 0,54% 0,42%, respectivamente. Lo anterior estimularía la producción del sector silvícola favoreciendo la captura de emisiones de gases de efecto invernadero. Además, debido al encadenamiento productivo, la contribución del subsidio al total de la producción de todos los sectores equivaldría a 0,11% del PIB regional, a partir de un gasto fiscal de 0,03% del PIB regional.

Palabras clave: incentivo, insumo-producto, modelo de precios de Leontief, plantaciones forestales.

Abstract

The objective of the present study is to evaluate, from an economic and environmental perspective, the impacts of the use of a forest plantation subsidy on economic sectors of the Biobío Region, Chile. The Leontief price model is used to simulate the impacts on sectoral prices, consumption, fiscal expenditure, price index and emissions. The results show that if the subsidy that expired in 2012 was renewed in Chile, prices in the forestry sector would be reduced by 11,74%, while prices in related sectors such as wood and furniture, agriculture, and cellulose and paper, would present reductions of 0,94%, 0,54% and 0,42%, respectively. This would stimulate the production of the forestry sector favoring the capture of emissions of greenhouse gases. In addition, due to the productive linkage, the contribution of the subsidy to the total production of all sectors would be equivalent to 0,11% of regional GDP, based on fiscal expenditure of 0,03% of regional GDP.

Keywords: incentive, input-output, Leontief price model, forest plantation.

Introducción

En Chile el sector forestal aportó 2,6% del PIB en 2015, siendo el tercer sector exportador a nivel nacional con 8,7% del total (Gysling *et al.*, 2017). En particular, la economía de la región del Biobío se caracteriza por la gran importancia de la actividad forestal. Las actividades económicas relacionadas directamente con el sector forestal aportan 17,3% al PIB regional y aproximadamente 70% de las exportaciones regionales provenientes de la industria de la madera, celulosa y papel (Mardones y Gallardo, 2012).

El sector forestal requiere de bosques y plantaciones que aseguren su actividad presente y futura. Chile siempre ha tenido bosques importantes, pero fue hasta mediados de la década de 1970 que decidió fomentar el proceso industrial del sector para abastecer la demanda externa. El subsidio del Decreto Ley 701 de 1974 tuvo como objetivo

impulsar el desarrollo forestal de Chile mediante una bonificación directa, pagadera en dinero dentro de un plazo de un año, de 75% de los costos de la plantación y manejo por dos podas (administración anual y poda). Debido al efecto de este incentivo, la superficie forestal se incrementó notablemente en las últimas décadas. Para el período 1975-2014 se forestaron y reforestaron anualmente más de 95 500 hectáreas en promedio. Asimismo, casi 90% de la superficie forestada y reforestada se ha concentrado en las regiones del Maule, Biobío, La Araucanía, Los Lagos y Los Ríos (Programa de Gestión Económica y Ambiental, 2015); sin embargo, en diciembre de 2012 expiró la vigencia de este sistema de incentivos aun cuando se siguen pagando fondos comprometidos en años previos.

La eliminación de este incentivo se puede explicar porque su aplicación es costosa y requiere de recursos públicos que podrían ser utilizados para otras políticas. Por ello, la estimación de sus impactos resulta trascendental para determinar su bondad, o bien que se puedan redireccionar esos recursos hacia otros sectores que tengan mayor efecto multiplicador sobre la economía, permitiendo el crecimiento económico y la generación de empleo. Para ello, resulta valioso el uso de modelos regionales de insumo-producto que permiten estudiar las relaciones entre los diferentes sectores de la economía.

Los incentivos fiscales han sido un método popular para inducir la plantación de árboles de forma industrial, a fin de impulsar el desarrollo forestal de un país o región. Estos incentivos pueden adoptar la forma de subsidios, créditos blandos con bajas tasas de interés, programas de fomento y deducciones del pago de impuestos, entre otros. Por ello, se han estudiado diversos tipos de incentivos, como por ejemplo las políticas de conservación basadas en el pago de servicios ambientales para reducir la deforestación (Da Conceição, Börner y Wunder, 2015), instrumentos para fomentar la plantación de árboles en zonas privadas (Ruseva, Evans y Fischer, 2015), los subsidios y su rol en las plantaciones forestales (Shigematsu y Sato, 2013) y también los planes de subsidios implementados en Cataluña (Prokofieva y Gorriz, 2013). Asimismo, el estudio de los incentivos fiscales se ha orientado para investigar la eficacia de las nuevas reformas de tenencia forestal en China que han dado derechos de propiedad a los agricultores locales (Chen e Innes, 2013), o para simular diferentes incentivos para reducir el pago de impuestos sobre la inversión silvícola, concluyendo que los incentivos fiscales son eficaces para estimular la inversión y mejorar el rendimiento de la productividad industrial (Ghebremichael y Potter-Witter, 2009). Se han evaluado además para relacionar la degradación y posterior recuperación forestal en India con el desarrollo económico, la industrialización y la urbanización (Singh, Bhojvaid, de Jong, Ashraf y Reddy, 2017).

Por otro lado, la literatura de insumo-producto cubre una amplia gama de temas; entre ellos se incluye al crecimiento económico, la interdependencia económica, la distribución del ingreso, el empleo, la inversión, la migración, el consumo de energía y el medioambiente. Lo anterior a través de marcos analíticos estáticos o dinámicos y niveles de análisis variados como firmas, sectores industriales, áreas metropolitanas, regiones, múltiples regiones, países individuales, grupos de países y también el mundo (Petty y Kärhä, 2011). El modelo insumo-producto permite modelar los cambios en el consumo de recursos, emisiones ambientales producción de bienes y servicios para diversas políticas impositivas (Choi, Bakshi, Hubacek y Nader, 2016); en China ha servido también para investigar la distribución de los recursos forestales en los diversos sectores económicos (Chen, Xu y Liu, 2015). En Irlanda, se ha utilizado para determinar el impacto económico de los sectores silvícola e industria de la madera mostrando que estos sectores asociados al rubro forestal serían afectados por la energía, el cambio climático las políticas de desarrollo agrícola y rural (Dhubháin, Fléchard, Moloney y O'Connor, 2009). Finalmente, en Escocia se han investigado los impactos económicos para escenarios alternativos de desarrollo forestal a través de una matriz de insumo-producto regional con el fin de calcular cómo los cambios en la producción del sector forestal afectan a otros sectores de la economía en términos de producción, ingreso y empleo (Thomsona y Psaltopoulos, 2005).

Muchas veces se requiere regionalizar matrices de insumo-producto nacional para realizar análisis en regiones específicas, pues es difícil contar con matrices construidas a nivel regional. Algunos estudios que han utilizado técnicas de regionalización incluyen a Morrissey (2014) quien estima el impacto de los vínculos intersectoriales del sector marítimo en Irlanda. Por su parte, Hernández (2012) realiza un análisis insumo-producto regional en Colombia, mientras que Romero y Mastronardi (2012) utilizan el análisis de insumo-producto para estudiar el comercio interregional en dos regiones de Argentina y Stoeckl (2012) estima matrices insumo-producto basado en técnicas indirectas para la zona norte de Australia.

Por otra parte, el modelo de precios de Leontief es útil para el análisis de subsidios explícitos e incluso se puede extender para analizar subsidios implícitos en los cuales los productos se venden a precios más bajos que los que prevalecerían en el mercado (Sharify, 2013). Por ejemplo, Jiang y Tan (2013) muestran que la eliminación de subsidios a la energía tiene un impacto significativo en el sector industrial, demostrando que el petróleo es el energético más afectado, seguido de la electricidad, el carbón y el gas natural.

Objetivos

Examinar los efectos inducidos por la renovación del subsidio a la plantación forestal establecido en el Decreto Ley 701 de 1974 sobre los precios, la producción, el consumo, el gasto fiscal y las emisiones de gases de efecto invernadero en la región del Biobío. Para ello se aplica el modelo de precios de Leontief; los resultados permitirán concluir si la existencia de un subsidio en el subsector sector silvícola tiene impactos económicos y ambientales relevantes en esta región.

Materiales y métodos

El modelo de insumo-producto

Las matrices insumo-producto (MIP) proporcionan un análisis detallado del proceso de producción y de la utilización de los bienes y servicios que se producen en un país (o región) o que se importan del resto del mundo y, además, permiten conocer cómo se distribuye el ingreso generado en dicha producción (Schuschny, 2005; Leontief, 1975). Un esquema típico de la información contenida en una MIP es presentado en la tabla 1.

Por otra parte, la relación entre la producción de bienes y servicios queda reflejada en una serie de relaciones. Así, el destino de la producción del sector *i*-ésimo puede diferenciar en consumo intermedio (X_{ij}) o demanda final (y_i) (Ec. 1):

$$X_i = \sum_{j=1}^{n} X_{ij} + y_i \quad 1 \leq i \leq n \tag{1}$$

A partir de una MIP se puede construir un modelo de insumo-producto que busca describir la interdependencia estructural que existe entre los diversos sectores de una economía. Para ello, se asume que la función de producción es lineal y, por tanto, el nivel de producción que el sector *i*-ésimo vende al *j*-ésimo es una proporción constante del nivel de producción de ese sector, es decir (Ec. 2):

$$X_{ij} = a_{ij} X_j \quad 1 \leq i \leq n \; 1 \leq j \leq n \tag{2}$$

Donde: α_{ij} = coeficiente técnico, el cual implica que la productividad marginal de cada insumo es constante e igual a su productividad media; así, la función de producción de la economía se puede expresar en forma matricial como lo muestran las expresiones 3 y 4:

$$AX + y \tag{3}$$

cuyos componentes son:

$$A \equiv \begin{pmatrix} a_{11} & \dots & a_{1n} \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ a_{n1} & \dots & a_{nn} \end{pmatrix}; X \equiv \begin{pmatrix} X_1 \\ \vdots \\ X_n \end{pmatrix}; \; y \equiv \begin{pmatrix} y_1 \\ \vdots \\ y_n \end{pmatrix} \tag{4}$$

Donde: A = matriz de requerimientos directos, cuyos elementos de la matriz indican la proporción en la que un insumo es demandado para generar una unidad de producto. Entonces, mediante álgebra matricial, se obtiene la expresión del modelo insumo-producto de Leontief (Ec. 5):

Tabla 1. Esquema de la matriz insumo-producto.

	Sector 1 ... Sector *n*	Consumo de hogares	Consumo de Instituciones sin fines de lucro	Con-sumo de gobierno	Formación bruta de capital fijo	Variación de existencias	Exportaciones	Producción a precios básicos
Sector 1 ⋮ Sector *n*	Consumo intermedio nacional			Demanda final				Valor bruto de producción
Importaciones	Consumo intermedio importado							
Aranceles								
Remuneraciones	Valor agregado							
Excedente bruto de explotación								
Impuestos netos sobre la producción								
Producción a precios básicos	Valor bruto de producción							

Fuente: Elaboración propia con base en datos del Banco Central de Chile.

$$X = (I - A)^{-1}y \qquad (5)$$

Donde: I = matriz de identidad. La matriz $(I - A)$ se conoce como matriz de Leontief, mientras que la matriz $(I - A)^{-1}$ se denomina matriz inversa de Leontief. Los elementos de la matriz inversa de Leontief cuantifican el impacto sobre el sector i-ésimo de un cambio en la demanda final neta de importaciones del sector j-ésimo. Estos coeficientes capturan efectos multiplicativos directos e indirectos, ya que el producto de cada sector afectado deberá impactar no solo sobre sí, sino también sobre los demás sectores que lo utilizan como insumo.

Modelo de precios de Leontief

El modelo de insumo-producto también ofrece un esquema para analizar la estructura de precios para los distintos productos de una economía. Sea p_j el precio unitario del producto j, entonces el costo de los insumos, en términos de una unidad del sector j es: $\sum_{i=1}^{n} p_i a_{ij}$. Así, el valor agregado (remuneraciones, excedente bruto de explotación e impuestos) por unidad de producto va_j, es la diferencia entre el precio del producto y esta última cantidad (Ec. 6) (Schuschny, 2005):

$$va_j = \frac{VA_j}{X_j} = p_j - \sum_{i=1}^{n} p_i a_{ij} \qquad (6)$$

Al incorporar los precios dentro de la estructura del modelo y suponiendo que los precios sectoriales son iguales a los costos medios de producción, el precio unitario de la producción en cada sector p_j se puede expresar como el costo total en insumos intermedios y el valor agregado (Ec. 7) (Llop, 2008):

$$p_j = (1+ \tau_j)[\sum_{i=1}^{n} p_i a_{ij} + va_j + (1+t_j^m)\, p_j^m m_j] \qquad (7)$$

Donde: p_j = precios de producción en el sector j; τ_j = impuesto *ad-valorem* sobre la producción; α_{ij} = coeficientes técnicos insumo-producto; va_j = valor agregado (pago a trabajo y capital) del sector j; p_j^m = precio de las importaciones; m_j =

coeficiente de importaciones; y t_j^m = tasa *ad-valorem* del arancel sobre las importaciones en el sector *j*.

En este contexto, el impacto generado por la aplicación de un subsidio (S_j)(en la estructura de costos del sector *j* (silvícola) se puede evaluar a partir de la ecuación 8:

$$p_j^S = (1+\tau_j)(1-S_j)[\Sigma_{i=1}^n p_i\, a_{ij} + va_j + (1+t_j^m)\, p_j^m m_j] \qquad (8)$$

La ecuación 8 se puede expresar en forma matricial (Ec. 9):

$$(I - A^{'*})\, p^S = b \qquad (9)$$

Donde: $A^{'*}$= transpuesta de la matriz de coeficientes técnicos que incorpora la aplicación de un subsidio al sector *j* (silvícola); y *b* = vector de valor agregado más importaciones por cada unidad de producto, e incluye las variables de capital, mano de obra y de insumos importados (Ec. 10):

$$A^{'*} = \begin{bmatrix} \frac{\tau_1}{(1+\tau_1)} + a_{11} & \cdots & a_{j1} & \cdots & a_{n1} \\ \vdots & \vdots & \vdots & \vdots & \vdots \\ a_{1j} & \cdots & \frac{\tau_j - \tau_j S_j - S_j}{(1+\tau_1)\,(1-S_j)} + a_{jj} & \cdots & a_{nj} \\ \vdots & \vdots & \vdots & \vdots & \vdots \\ a_{1n} & \cdots & a_{jn} & \cdots & \frac{\tau_n}{(1+\tau_n)} + a_{nn} \end{bmatrix} \qquad (10)$$

Así, los precios de producción de todos los sectores, luego de aplicar el subsidio al sector silvícola, quedarán determinados de acuerdo con la operación matricial 11:

$$p^s = [(I - A^*)]^{-1} b = [(I - A^*)']^{-1} b \qquad (11)$$

El impacto de un subsidio al sector *j* (silvícola) también induce cambios en el índice de precios al consumidor (ΔIPC_c) (Ec. 12). Donde: p_i = precio de producción del sector *i;* y α_i = participación de los productos del sector *i* como la proporción de los productos totales consumidos en la economía[1].

[1] El vector de consumo final regional se obtuvo a partir del cuadrante de utilización final total a precio de usuarios de la MIP de Chile del año 2008, considerando la proporción del PIB regional respecto al PIB nacional.

$$\Delta IPC = [\Sigma_{i=1}^n p_i^S\, \alpha_i - \Sigma_{i=1}^n p_i\, \alpha_i]/\Sigma_{i=1}^n p_i\, \alpha_i \qquad (12)$$

El gasto fiscal generado por un subsidio *(GF)* se evalúa con la ecuación 13:

$$GF = \Sigma_{i=1}^n S_i p_i^S X_i^S \qquad (13)$$

Además, el impacto del subsidio sobre el gasto del consumidor (ΔC) puede analizarse mediante la expresión 14:

$$\Delta C = C^S - C = \Sigma_{i=1}^n p_i^S C_i - \Sigma_{i=1}^n p_i C_i \qquad (14)$$

Donde: p_i y p_i^S = precios de consumo antes y después de la aplicación de un subsidio; C_i= consumo de bienes del sector *i*. Cualquier valor negativo en ΔC corresponde a una situación donde existe un beneficio para el consumidor, puesto que involucra un gasto menor en el consumo de bienes y servicios.

Los cambios en los precios sectoriales inducidos por la existencia de un subsidio también podrían reflejarse en la producción total. Estos efectos se pueden evaluar asumiendo que el cambio en los precios genera un cambio inversamente proporcional en la producción, lo que mantendría el valor de la producción sectorial antes y después de que el subsidio sea aplicado. Así, la nueva producción sectorial del sector *i*, después de la aplicación de un subsidio X_i^S se puede calcular con la ecuación 15:

$$X_i^S = p_i X_i / p_i^S \qquad (15)$$

Luego, usando el supuesto de proporcionalidad del enfoque de insumo-producto, las emisiones totales de contaminantes de cada sector están directamente vinculadas a la producción total de ese sector. Por tanto, se pueden aproximar las emisiones sectoriales nuevas (E_i^S) que se generan después de la aplicación de un subsidio por (Ec. 16):

$$E_i^S = eX_i^S \qquad (16)$$

En este estudio se consideran dos contaminantes relacionados con el calentamiento global. El CO_2 asociado principalmente a la quema de combustibles fósiles y el CO_2e que es una medida utilizada para indicar la posibilidad de calentamiento global de cada uno de los gases de efecto invernadero; es decir, incluye el CO_2 y también los efectos del metano (CH_4), óxido nitroso (N_2O) y otros gases de larga vida. Adicionalmente, para esta investigación el CO_2e incluye la captura de emisiones de CO_2; esto es relevante porque el subsidio se aplica al sector silvícola que basa su actividad en la plantación de árboles.

En Chile, se publican los datos oficiales para este tipo de contaminantes en un inventario de gases de efecto invernadero, el cual registra la cantidad de gases de efecto invernadero emitidos o eliminados hacia la atmósfera durante un año. Sin embargo, el inventario no incluye la desagregación sectorial ni regional requerida en este trabajo, por lo que se asume que las emisiones de CO_2 y CO_2e por unidad producida a nivel sectorial son similares a nivel regional y nacional (Tabla 2). Estas últimas fueron extraídas de un estudio realizado por Muñoz y Mardones (2016).

Regionalización de la MIP

Para desarrollar este trabajo se requiere una MIP regional, la cual no está actualizada para la región del Biobío dado que la existente tiene datos oficiales de 1996. Por ello, se decidió construir una MIP regional actualizada con una técnica indirecta, la cual consiste en tomar información de la MIP de Chile[2] modificando los coeficientes técnicos con ciertos factores de ajuste que dependen del PIB sectorial a nivel nacional y regional. Esta técnica es muy utilizada para hacer evaluaciones a nivel regional, ya que en muchos países no hay disponibilidad de MIP regionales o no están suficientemente actualizadas (Bonfliglio y Chelli, 2008; Miller y Blair, 2009; Flegg y Tohmo, 2013).

Los datos oficiales del PIB regional publicados por el Banco Central de Chile se encuentran desagregados solo en 12 sectores productivos, por lo que se tuvo que generar una mayor desagregación sectorial debido a que se requería la apertura de los sectores agropecuario-silvícola e industria manufacturera. El criterio para la desagregación sectorial fue la disponibilidad de datos y la intensidad de uso de insumos silvícolas en los otros sectores económicos, ya que el subsidio se aplica solo al sector silvícola y, además, porque la industria manufacturera incluye subsectores que también se verían afectados por la existencia de este subsidio a través del encadenamiento productivo[3].

Para el análisis insumo-producto regional es necesario hacer ajustes a la información nacional utilizando métodos de estimación indirectos como los coeficientes de localización (LQ). Esta propuesta metodológica asume que los coeficientes técnicos regionales (α_{ij}^R) se derivan de los nacionales (α_{ij}^N) a partir de un efecto multiplicativo surgido de un factor de participación dentro del comercio regional (Ec. 17) (Tohmo, 2004).

$$\alpha_{ij}^R = LQ\ \alpha_{ij}^N \tag{17}$$

Los coeficientes de localización inicialmente utilizados en la literatura fueron el coeficiente de localización simple (SLQ_i) y el coeficiente de localización interindustrial ($CILQ_{ij}$). Los cuales se definen en las ecuaciones 18 y 19:

$$SLQ_i = \frac{\dfrac{x_i^R}{\sum_{i=1}^n x_i^R}}{\dfrac{x_i^N}{\sum_{i=1}^n x_i^N}} \tag{18}$$

[2] Específicamente, se utilizó la matriz insumo-producto de Chile del año 2008, que es la versión oficial más reciente a la fecha de elaboración de este estudio (segundo semestre de 2016) y que está desagregada a 111 sectores; luego, para hacer manejable esta información se redujo a una matriz desagregada a 21 sectores. El Banco Central de Chile también publicó la MIP 2010, MIP 2011 y MIP 2012 pero las eliminó posteriormente de su sitio web probablemente porque se detectaron errores en su elaboración. Finalmente, en estos últimos meses se publicó la MIP 2013. Dado que la estructura económica intersectorial sobre la utilización de insumos cambia muy lentamente a través del tiempo, utilizar la MIP del 2008 no debería afectar sustancialmente los resultados obtenidos, como lo demuestran Mardones y Muñoz (2017) al analizar los coeficientes técnicos en el sector eléctrico chileno para la MIP 2008 y MIP 2010.

[3] Para desagregar el PIB regional se mantuvo la misma participación que tenía el pago al factor trabajo respecto del factor capital a nivel nacional en cada uno de los 21 sectores analizados. Además, para calcular el pago al factor trabajo a nivel regional en cada una de estos 21 sectores se utilizaron datos de remuneraciones de la Encuesta CASEN que fueron pagados por los diversos sectores en la región del Biobío.

Un $SLQ_i < 1$ indica que la industria i está subestimada en la economía regional y no puede satisfacer toda la demanda de insumos regionales. En tales casos, el coeficiente de insumo nacional para el sector i se reduce multiplicándolo por SLQ_i, estableciendo así una asignación para las "importaciones" de otras regiones. Por el contrario, si $SLQ_i \geq 1$, indica que la industria que vende el insumo es capaz de satisfacer todas las demandas de insumos regionales, por lo que no se hace ningún ajuste al coeficiente nacional (Morrissey, 2014).

$$CILQ_{ij} = \frac{SLQ_i}{SLQ_j} \tag{19}$$

Los coeficientes de localización interindustrial miden para la región la importancia relativa de la industria oferente respecto a la industria compradora. Un $CILQ_{ij} < 1$ indica que la industria que vende los insumos es relativamente más pequeña que la industria que los compra, por lo tanto, se deberá demandar insumos de otras regiones; esto significa que el coeficiente nacional deberá ajustarse multiplicándose por el $CILQ_{ij}$, con un correspondiente ajuste al alza del coeficiente de importación. Al igual que el SLQ_i no se realiza ningún ajuste si el $CILQ_{ij}$ es igual a 1 (Flegg, Webber y Elliotty, 1995).

Flegg, Webber y Elliotty (1995) propusieron un nuevo coeficiente de localización denominado FLQ_{ij} ajustado. De acuerdo con Tohmo (2004), este coeficiente entrega mejores estimaciones que SLQ_i y $CILQ_{ij}$ (resultado que es obtenido al comparar MIP regionales oficiales y MIP regionales estimadas con métodos indirectos), por lo cual es utilizado en este trabajo. La fórmula del FLQ_{ij} ajustado toma en cuenta explícitamente el tamaño regional y se define como (ecuaciones 20 y 21):

$$FLQ_{ij} = \lambda CILQ_{ij} \; si \; i \neq j \tag{20}$$

$$FLQ_{ij} = \lambda \, SLQ_i \; si \; i = j \tag{21}$$

Donde: λ = parámetro corrector de ajuste que busca evitar que el peso de la producción regional ($\sum_{i=1}^{n} X_i^R$) en algunos sectores sea sobrestimado a partir de la producción nacional ($\sum_{i=1}^{n} X_i^N$) (Ec. 22). La inclusión del parámetro en la formula FLQ_{ij} permite definir la función $log_2\left(1 + \frac{x^R}{x^N}\right)^{\delta}$ al alterar su grado de convexidad; a medida que δ aumenta, también aumenta el peso relativo de las importaciones interregionales. Cuando $\delta = 0$, entonces $FLQ_{ij} = CILQ_{ij}$ (Flegg y Webber, 1997). De acuerdo con simulaciones realizadas por Tohmo (2004), el mejor valor para δ es 0,3, por lo cual es utilizado en este estudio.

$$\lambda = log_2\left(1 + \frac{\sum_{i=1}^{n} x_i^R}{\sum_{i=1}^{n} x_i^N}\right)^{\delta} \tag{22}$$

El método FLQ ha sido criticado porque no considera la especialización regional cuando se estima a partir de coeficientes nacionales. Sin embargo, Flegg y Webber (2000) demostraron con datos empíricos para Escocia, que incluir una medida de especialización regional no mejora la estimación de los coeficientes regionales y que el método FQL lo realiza mucho mejor que los métodos SLQ y $CILQ$.

Una vez calculado el PIB regional para los 21 sectores de interés, se estiman los coeficientes SLQ, $CILQ$ y FLQ ajustado. Luego, la regionalización de la MIP se obtiene al multiplicar los coeficientes técnicos a nivel nacional con los coeficientes de localización FLQ ajustados. Los coeficientes técnicos α_{ij}^R estimados para la región del Biobío se presentan en la tabla 3.

Estimación del subsidio aplicado al sector silvícola

El modelo de precios de Leontief requiere para su análisis determinar en cuánto se modificaría el precio en el sector silvícola ante la existencia de un subsidio. Por ello, se utilizaron datos reales de una gran empresa del sector forestal para calcular en cuánto se podrían ver alterados los precios del sector silvícola considerando situaciones con o sin subsidio, para lo cual se construye un flujo de caja a partir de su estructura de ingresos y costos. Los ingresos de venta son valorizados a precios de mercado en US$ 23 350 ha^{-1}; además, se considera un valor residual del proyecto en el año 25. Por otro

Tabla 2. Coeficientes técnicos estimados para la región del Biobío, Chile.

Sector	Agropecuario	Silvicultura y extracción de madera	Pesca	Minería	Industria Alimentaria	Bebidas y tabaco	Textil, prendas de vestir, cuero y calzado	Maderas y muebles	Celulosa y Papel	Imprentas y editoriales	Elaboración de combustibles
Agropecuario	0,085	0,044	0,000	0,000	0,113	0,205	0,004	0,000	0,000	0,000	0,000
Silvicultura y extracción de madera	0,028	0,310	0,000	0,000	0,001	0,001	0,001	0,032	0,016	0,000	0,000
Pesca	0,000	0,000	0,145	0,000	0,108	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Minería	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000	0,006
Industria Alimentaria	0,041	0,000	0,116	0,005	0,080	0,033	0,005	0,000	0,000	0,000	0,000
Bebidas y tabaco	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,015	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Textil, prendas de vestir, cuero y calzado	0,000	0,000	0,001	0,001	0,000	0,001	0,076	0,000	0,000	0,000	0,000
Maderas y muebles	0,005	0,001	0,001	0,010	0,002	0,075	0,009	0,537	0,009	0,004	0,001
Celulosa y Papel	0,004	0,000	0,001	0,036	0,021	0,198	0,019	0,002	0,209	0,392	0,005
Imprentas y editoriales	0,000	0,000	0,000	0,000	0,001	0,022	0,001	0,000	0,000	0,045	0,000
Elaboración de combustibles	0,003	0,001	0,004	0,008	0,001	0,002	0,001	0,000	0,001	0,001	0,003
Química, caucho y plástico	0,004	0,001	0,003	0,021	0,003	0,027	0,004	0,001	0,001	0,006	0,001
Fab. de productos minerales no metálicos	0,002	0,001	0,001	0,010	0,001	0,093	0,002	0,001	0,001	0,002	0,000
Prod. metálicos, maquinaria y equipos	0,004	0,006	0,010	0,173	0,005	0,050	0,011	0,002	0,005	0,010	0,002
Electricidad, Gas y Agua	0,021	0,005	0,007	0,620	0,024	0,108	0,031	0,013	0,039	0,039	0,099
Construcción	0,001	0,000	0,001	0,002	0,000	0,003	0,001	0,000	0,000	0,001	0,001
Comercio, Restaurantes y hoteles	0,014	0,004	0,009	0,046	0,007	0,041	0,023	0,002	0,003	0,014	0,010
Transporte y Telecomunicaciones	0,007	0,000	0,009	0,055	0,010	0,149	0,008	0,007	0,006	0,015	0,028
Ss. Financieros y Empresariales	0,004	0,001	0,003	0,006	0,002	0,019	0,006	0,001	0,000	0,005	0,004
Servicios Personales	0,004	0,001	0,007	0,136	0,014	0,228	0,027	0,007	0,006	0,059	0,040
Administración Pública	0,000	0,000	0,000	0,002	0,000	0,003	0,000	0,000	0,000	0,001	0,000

Fuente: Elaboración propia.

Tabla 2. Continuación...

Sector	Química, caucho y plástico	Fabricación de productos minerales no metálicos	Productos metálicos, maquinaria y equipos otros n.c.p.	Electricidad, Gas y Agua	Construcción	Comercio, Restaurantes y hoteles	Transporte y Telecomunicaciones	Ss. Financieros y Empresariales	Servicios Personales	Administración Pública
Agropecuario	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,005	0,000	0,000	0,001	0,001
Silvicultura y extracción de madera	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Pesca	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Minería	0,011	0,016	0,000	0,000	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Industria Alimentaria	0,007	0,001	0,000	0,000	0,001	0,026	0,000	0,000	0,001	0,002
Bebidas y tabaco	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000
Textil, prendas de vestir, cuero y calzado	0,002	0,000	0,000	0,000	0,002	0,002	0,000	0,000	0,000	0,001
Maderas y muebles	0,004	0,002	0,001	0,002	0,078	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001
Celulosa y Papel	0,046	0,009	0,003	0,010	0,003	0,028	0,002	0,015	0,007	0,004
Imprentas y editoriales	0,005	0,000	0,000	0,000	0,000	0,007	0,001	0,008	0,003	0,002
Elaboración de combustibles	0,006	0,002	0,000	0,002	0,002	0,001	0,007	0,000	0,001	0,001
Química, caucho y plástico	0,021	0,003	0,001	0,000	0,007	0,004	0,001	0,000	0,002	0,003
Fab. de productos minerales no metálicos	0,010	0,071	0,023	0,000	0,069	0,002	0,000	0,001	0,000	0,001
Prod. metálicos, maquinaria y equipos	0,022	0,013	0,034	0,003	0,077	0,020	0,016	0,013	0,008	0,007
Electricidad, Gas y Agua	0,138	0,042	0,015	1,069	0,012	0,060	0,022	0,055	0,025	0,050
Construcción	0,001	0,001	0,000	0,001	0,000	0,005	0,003	0,008	0,017	0,009
Comercio, Restaurantes y hoteles	0,029	0,020	0,006	0,001	0,024	0,027	0,018	0,010	0,009	0,007
Transporte y Telecomunicaciones	0,029	0,011	0,004	0,002	0,007	0,072	0,094	0,021	0,011	0,011
Ss. Financieros y Empresariales	0,006	0,002	0,002	0,000	0,008	0,026	0,006	0,023	0,013	0,003
Servicios Personales	0,057	0,016	0,016	0,002	0,028	0,075	0,034	0,111	0,058	0,021
Administración Pública	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000	0,002	0,002	0,001	0,001	0,001

Tabla 3: Emisiones de CO_2 y CO_2e por unidad de producción para la región del Biobío.

Sector	Producción (millones de pesos)	Total emisiones CO_2	Total emisiones CO_2e con captura	Ton CO_2/unidad de producción	Ton CO_2e/unidad de producción
Agropecuario	208 728	7 189	1 174 572	0,03444	5,62730
Silvicultura y extracción de madera	27 480	648	-694 688	0,02359	-25,28001
Pesca	16 100	7 579	7 605	0,47072	0,47232
Minería	13 614	4 343	4 356	0,31903	0,31995
Industria Alimentaria	481 567	78 337	78 651	0,16267	0,16332
Bebidas y tabaco	13 828	2 249	2 258	0,16267	0,16332
Textil, prendas de vestir, cuero y calzado	5 865	283	284	0,04833	0,04848
Maderas y muebles	84 261	3 359	3 370	0,03987	0,04000
Celulosa y Papel	156 808	29 835	29 904	0,19026	0,19071
Imprentas y editoriales	2 745	522	524	0,19026	0,19071
Elaboración de combustibles	12 308	705	706	0,05724	0,05738
Química, caucho y plástico	60 418	5 076	5 105	0,08402	0,08449
Fabricación de productos minerales no metálicos	40 445	28 819	29 006	0,71256	0,71716
Productos metálicos, maquinaria y equipos	291 603	27 986	28 129	0,09597	0,09646
Electricidad, Gas y Agua	1 271 074	3 603 452	3 622 015	2,83497	2,84957
Construcción	1 283 030	75 938	75 982	0,05919	0,05922
Comercio, Restaurantes y hoteles	1 698 441	127 894	128 281	0,07530	0,07553
Transporte y Telecomunicaciones	1 340 873	1 797 688	1 803 821	1,34068	1,34526
Ss. Financieros y Empresariales	1 375 785	1 523	1 526	0,00111	0,00111
Servicios Personales	3 844 539	23 926	23 983	0,00622	0,00624
Administración Pública	613 385	5 072	5 084	0,00827	0,00829

Fuente: Elaboración propia con base en Muñoz y Mardones (2016).

lado, la estructura de costos incluye el manejo de la plantación asociado a la primera, segunda, tercera poda y su recuperación. Dado que no se tuvo información oficial desagregada de US$ ha^{-1} bonificada por el subsidio del Decreto Ley 701 para la región del Biobío, se procedió al cálculo proporcional de esta información a nivel nacional de acuerdo con la superficie bonificada por región[4], estos porcentajes son aplicados luego a cada ítem de bonificación por año. La tasa del costo del capital es 7%[5], utilizada para inversiones en el sector forestal. No se consideran gastos de depreciación dado

[4] http://www.conaf.cl/wp-content/files_mf/1466433798BonificacionDL701.xls
[5] La tasa de costo de capital se obtuvo de los datos financieros proporcionados por Aswath Damodaran para el sector papel y productos forestales (ver http://www.stern.nyu.edu/~adamodar/New_Home_Page/data.html)

que la maquinaria utilizada en las faenas forestales se contrata mediante servicios externos.

Finalmente, para determinar en cuánto variarían los precios de los rollizos aserrables ante la ausencia del subsidio se simularon dos VAN (valor actual neto), con y sin subsidio, asumiendo que la empresa mantiene el mismo margen de utilidad para un horizonte de inversión de 25 años. A partir de los VAN obtenidos con y sin subsidio (US$1 221 y US$961), se determina en cuánto deberían incrementarse los precios de venta en ausencia del subsidio para que ambos VAN sean idénticos. La tasa obtenida es 8,37% y es la que se utiliza en el modelo de precios de Leontief para generar las simulaciones.

Resultados y discusión

En este estudio la tasa de subsidio se refiere al porcentaje de rebaja en los precios del sector silvícola ante la presencia de bonificaciones forestales. Sin embargo, para sensibilizar los resultados se presentan dos escenarios para generar intervalos pesimistas y optimistas respecto al impacto del subsidio, estos son 4% y 12%.

En la tabla 4 se observa que al aplicar una tasa de subsidio de 8,37% en el sector silvícola, se presentan disminuciones generalizadas en los precios de producción en casi todos los sectores de la economía regional. La disminución mayor en los precios de producción se da en el mismo sector silvícola (11,74%), seguido del sector madera y muebles (0,94%), agropecuario (0,54%) y celulosa y papel (0,42%). Obtener un impacto negativo en los precios del sector agropecuario de mayor magnitud que en el sector celulosa y papel es algo extraño; sin embargo, esto se explica porque como se puede observar en la tabla 2, el coeficiente técnico del sector celulosa y papel respecto a la utilización de insumos del sector silvícola (0,016) es menor que coeficiente técnico del sector agricultura respecto a la utilización de insumos del sector silvícola (0,028); además, el coeficiente técnico del sector celulosa y papel respecto a la utilización del sector madera es bastante alto (0,209). En términos prácticos, esto significa que según el registro empleado por cuentas nacionales, el sector silvícola le vende al sector maderero y este, a su vez, le vende la materia prima con algún grado de procesamiento al sector celulosa y papel, pero la venta directa desde el sector silvícola al sector celulosa y papel es mucho menos relevante. Lo anterior se atribuye también a la integración vertical de las empresas forestales en Chile.

Estos resultados se pueden explicar a través de los coeficientes técnicos regionales representados en la tabla 2. Estos coeficientes registran la necesidad directa de insumos de cada sector para producir una unidad del producto que dicho sector elabora; es decir, representan la proporción en que un insumo es demandado para generar una unidad del producto. Así, el sector silvícola es el más beneficiado con la aplicación de un subsidio por presentar las mayores caídas en los precios debido a que requiere de $0,31 de insumos del mismo sector para producir $1 de producción. En segundo lugar está el sector madera y muebles que demanda $0,032 de insumos del sector silvícola para producir $1 de producción. Los sectores que le siguen son el agropecuario y celulosa y papel con una necesidad de insumo desde el sector silvícola de $0,028 y $0,016, respectivamente, para producir $1 de producción. Finalmente, este efecto directo se refuerza con el efecto indirecto del encadenamiento productivo; por ejemplo, se puede ejemplificar el caso del sector imprentas y editoriales que requiere de $0,392 de insumos del sector celulosa y papel para producir $1 de producción, el cual a su vez demanda insumos directamente del sector silvícola para abastecer su cadena productiva. Por otra parte, el sector bebidas y tabaco demanda $0,198 del sector celulosa y papel, insumos utilizados para la confección de etiquetas y embalajes de cartón (Tabla 2).

Debido a que la existencia de un subsidio resulta costosa y requiere de recursos públicos para su ejecución, la estimación de sus impactos resulta trascendental para que se evalúe su continuidad o eliminación. Los resultados de las simulaciones muestran que si se mantuviera la tasa de subsidio determinada en las sección previa de 8,37%, se generaría un gasto fiscal de $2300 millones, lo que equivale a 0,03% del PIB regional. Además, el subsidio tiene un impacto positivo en el gasto de los consumi-

Tabla 4. Variación de precios sectoriales para distintas tasas de subsidios.

Sector	Tasa de subsidio		
	4%	8,37%	12%
Agropecuario	-0,26%	-0,54%	-0,76%
Silvicultura y extracción de madera	-5,72%	-11,74%	-16,56%
Pesca	-0,01%	-0,02%	-0,03%
Minería	0,00%	0,00%	0,00%
Industria Alimentaria	-0,06%	-0,13%	-0,18%
Bebidas y tabaco	-0,12%	-0,26%	-0,36%
Textil, prendas de vestir, cuero y calzado	-0,02%	-0,04%	-0,06%
Maderas y muebles	-0,46%	-0,94%	-1,33%
Celulosa y Papel	-0,20%	-0,42%	-0,59%
Imprentas y editoriales	-0,07%	-0,14%	-0,19%
Elaboración de combustibles	0,00%	0,00%	0,00%
Química, caucho y plástico	-0,04%	-0,09%	-0,13%
Fabricación de productos minerales no metálicos	0,00%	-0,01%	-0,01%
Productos metálicos, maquinaria y equipos	0,00%	0,00%	0,00%
Electricidad, Gas y Agua	0,00%	-0,01%	-0,01%
Construcción	-0,04%	-0,08%	-0,12%
Comercio, Restaurantes y hoteles	-0,01%	-0,03%	-0,04%
Transporte y Telecomunicaciones	0,00%	0,00%	0,00%
Ss. Financieros y Empresariales	0,00%	-0,01%	-0,01%
Servicios Personales	0,00%	-0,01%	-0,01%
Administración Pública	0,00%	0,00%	0,00%

Fuente: Elaboración propia.

dores, puesto que al disminuir los precios es necesario desembolsar menos dinero para obtener la misma cantidad de producto. Específicamente, si el gobierno decide invertir $2300 millones en subsidios para el sector silvícola, los hogares reducirían su gasto en consumo en $1462 millones (aproximadamente 64% del gasto fiscal). Por otra parte, el impacto que se produce en el índice de precios al consumidor (IPC) es acotado, ya que presenta valores inferiores a 0,05% en cada uno de los escenarios simulados.

Si se considera que el valor de la producción no es alterado por la política de subsidio (elasticidad de demanda unitaria), la caída generalizada en los precios de cada sector se traduciría en una variación similar en la producción física pero con signo contrario a la presentada en la tabla 4, lo que a su vez generaría un impacto ambiental a través del cambio en las emisiones de CO_2 y CO_2e explicado por el aumento en los niveles de producción. La tabla 5 muestra el detalle de las emisiones para distintas tasas de subsidios.

Se observa que una tasa de subsidio de 8,37% en el sector silvícola genera un aumento de 87 t de CO_2 (desde 648 t hasta 735 t). Sin embargo, los resultados cambian dramáticamente al considerar la captura de emisiones ya

Tabla 5. Variaciones de emisiones de CO_2 y CO_{2e} por aplicación de un subsidio en el sector silvícola.

	Emisiones CO_2 (Ton)				Emisiones CO_2e con captura (Ton)			
Sector / Tasas de Subsidios	Esc. Base	4%	8,37%	12%	Esc. Base	4%	8,37%	12%
Agropecuario	7 189	7 207	7 227	7 244	1 174 572	1 177 665	1 180 938	1 183 575
Silvicultura y extracción de madera	648	688	735	777	-694 688	-736 827	-787 070	-832 598
Pesca	7 579	7 580	7 581	7 581	7 605	7 605	7 606	7 607
Minería	4 343	4 343	4 343	4 343	4 356	4 356	4 356	4 356
Industria Alimentaria	78 337	78 386	78 439	78 481	78 651	78 701	78 753	78 796
Bebidas y tabaco	2 249	2 252	2 255	2 258	2 258	2 261	2 264	2 267
Textil, prendas de vestir, cuero y calzado	283	283	284	284	284	284	284	285
Maderas y muebles	3 359	3 375	3 391	3 404	3 370	3 386	3 402	3 416
Celulosa y Papel	29 835	29 895	29 960	30 011	29 904	29 965	30 029	30 081
Imprentas y editoriales	522	523	523	523	524	524	524	525
Elaboración de combustibles	705	705	705	705	706	706	706	706
Química, caucho y plástico	5 076	5 079	5 081	5 083	5 105	5 107	5 110	5 111
Fabricación de productos minerales no metálicos	28 819	28 821	28 822	28 823	29 006	29 007	29 008	29 009
Productos metálicos, maquinaria y equipos	27 986	27 987	27 987	27 988	28 129	28 130	28 130	28 130
Electricidad, Gas y Agua	3 603 452	3 603 588	3 603 733	3 603 848	3 622 015	3 622 153	3 622 298	3 622 414
Construcción	75 938	75 968	76 000	76 026	75 982	76 013	76 045	76 071
Comercio, Restaurantes y hoteles	127 894	127 911	127 930	127 945	128 281	128 298	128 317	128 332
Transporte y Telecomunicaciones	1 797 688	1 797 706	1 797 725	1 797 740	1 803 821	1 803 840	1 803 859	1 803 874
Ss. Financieros y Empresariales	1 523	1 523	1 523	1 523	1 526	1 526	1 526	1 526
Servicios Personales	23 926	23 927	23 928	23 928	23 983	23 983	23 984	23 985
Administración Pública	5 072	5 072	5 072	5072	5 084	5 084	5 084	5 084

Fuente: Elaboración propia.

que se incrementan 92 382 t de CO_2e en este sector (desde una captura de 694 688 t hasta 787 070 t). Al mismo tiempo sectores relacionados con el sector silvícola presentan un incremento en sus emisiones de CO_2 y CO_2e, por ejemplo madera y muebles (32,0 t y 32,2 t relativo al escenario base, respectivamente), agropecuario (39,0 t y 6 365,2 t, relativo al escenario base, respectivamente) y celulosa y papel (124,8 t y 125,1 t, relativo al escenario base, respectivamente). Esto resultados muestran que el efecto del subsidio sobre las emisiones de CO_2 es muy reducido considerando su efecto directo e indirecto. Sin embargo, el aporte directo del CO_2e es más importante en magnitud, pues representaría aproximadamente 0,09% de las emisiones totales de este contaminante en Chile.

Conclusiones

Los subsidios a la producción impulsan el desarrollo económico sectorial, afectando de forma directa e indirecta

la determinación de precios de producción en distintos sectores productivos. De acuerdo con este estudio, si el gobierno de Chile decide renovar la tasa de subsidio de 8,37% en el sector silvícola de la región del Biobío, la caída mayor en los precios se generaría en el mismo sector silvícola (11,74%), seguido del sector madera y muebles (0,94%), agropecuario (0,54%) y celulosa y papel (0,42%). Esto se explica porque estos sectores demandan insumos del sector silvícola para abastecer su cadena productiva.

Otros sectores también se verían afectados al renovar el subsidio, tal es el caso del sector imprenta y editoriales, el cual es por mucho el sector que más demanda insumos del sector celulosa y papel; a su vez, el sector celulosa y papel para abastecer su cadena productiva demanda insumos directamente del sector maderero, que provienen en última instancia del sector silvícola. Otro sector indirectamente afectado es el sector bebidas y tabaco, el cual demandaría más insumos del sector celulosa y papel, probablemente para la fabricación de etiquetas y/o embalajes de cartón para los productos que fabrica[6].

Si el gobierno decide destinar $2300 millones en subsidios para el sector silvícola, los consumidores se beneficiarían solo en 64% respecto del gasto fiscal y, además, se presentaría un impacto muy acotado en IPC con valores inferiores a 0,05% en cada uno de los escenarios simulados. Desde el punto de vista ambiental, el estímulo a las plantaciones forestales mediante incentivos en este sector generaría un aumento de 87 toneladas de CO_2, pero una captura de 92 382 toneladas de CO_2e.

El estudio contribuye a la evaluación de políticas de subsidios en una región con una fuerte dependencia del sector forestal. Si se opta por renovar la política de incentivos, la contribución del subsidio al total de la producción sería 0,11% del PIB regional, a partir de un gasto fiscal inicial de 0,03% del PIB regional.

Los resultados previos se obtienen a partir de un conjunto de supuestos sobre la estructura productiva regional y las limitaciones asociadas a los datos existentes, por lo cual se sensibilizaron con dos escenarios de tasas de subsidios, lo que puede contribuir a reducir en parte la imprecisión que pueden tener los supuestos empleados. Una de las principales limitaciones de este estudio está relacionada con la necesidad de regionalizar los coeficientes técnicos a partir de una MIP nacional dada la falta de este tipo de información, lo que puede llevar a una sobre o subrepresentación de los impactos estimados. El estudio demuestra la factibilidad para evaluar este tipo de subsidios en otros países o sectores económicos.

[6] Obviamente, en todos los sectores económicos existen impactos indirectos pero aquí solo se ha mencionado aquellos donde el impacto indirecto es más relevante.

Referencias

Bonfiglio, A. y Chelli, F. (2008). Assessing the behaviour of non-survey methods for constructing regional input–output tables through a Monte Carlo simulation. *Economic Systems Research, 20*(3), 243-258. doi: 10.1080/0953531 0802344315

Chen, J. e Innes, J. L. (2013). The implications of new forest tenure reforms and forestry property markets for sustainable forest management and forest certification in China. *Journal of Environmental Managemen*t, *129*, 206-215. doi: 10.1016/j.jenvman.2013.07.007

Chen, W., Xu, D. y Liu, J. (2015). The forest resources input–output model: An application in China. *Ecological Indicators*, *51*, 87-97. doi: 10.1016/j.ecolind.2014.04.044

Choi, J. K., Bakshi, B. R., Hubacek, K. y Nader, J. (2016). A sequential input–output framework to analyze the economic and environmental implications of energy policies: Gas taxes and fuel subsidies. *Applied Energy*, *184*, 830-839. doi: 10.1016/j.apenergy.2016.05.033

Da Conceição, H. R., Börner, J. y Wunder, S. (2015). Why were upscaled incentive programs for forest conservation adopted? Comparing policy choices in Brazil, Ecuador, and Peru. *Ecosystem Services*, *16*, 243-252. doi: 10.1016/j.ecoser.2015.10.004

Dhubháin, Á. N., Fléchard, M. C., Moloney, R. y O'Connor, D. (2009). Assessing the value of forestry to the Irish economy—an input–output approach. *Forest Policy and Economics, 11*, 50-55. doi:10.1016/j.forpol.2008. 08.005

Flegg, A. y Tohmo, T. (2013). Regional input–output tables and the FLQ formula: A case study of Finland. *Regional Studies, 47*(5), 703–721. doi:10.1080/713693401

Flegg, A. y Webber, C. (1997). On the Appropriate Use of Location Quotients in Generating Regional Input Output Tables: Reply. *Regional Studies, 31*, 795-805. doi: 10.1080/713693401

Flegg, A. y Webber, C. (2000). Regional size, regional specialization and the FLQ formula. *Regional Studies, 34*, 563-569. doi: 10.1080/00343400050085675

Flegg, A., Webber, C. y Elliotty, M. (1995). On the appropriate use of location quotients in generating regional input-output tables. *Regional Studies*, *29*(6), 547-561. doi: 10.1080/00343409512331349173

Ghebremichael, A. y Potter-Witter, K. (2009). Effects of tax incentives on long-run capital formation and total factor productivity growth in the Canadian sawmilling industry. *Forest Policy and Economics*, *11*(2), 85-94. doi: 10.1016/j.forpol.2008.09.004

Gysling C., A. J., Álvarez G., V. C., Soto A., D. A., Pardo V., E. J., Toledo T., R. R., Poblete H., P. A., González D., P. G. y Bañados M., J. C. (2017). *Anuario forestal 2016*. Santiago, Chile: Instituto Forestal.

Hernández, G. (2012). Matrices insumo-producto y análisis de multiplicadores: una aplicación para Colombia. *Revista de Economía Institucional*, *14*(26), 203-221.

Jiang, Z. y Tan, J. (2013). How the removal of energy subsidy affects general price in China: a study based on input–output model. *Energy Policy*, *63*, 599-606. doi: 10.1016/j.enpol.2013.08.059

Leontief, W. (1975). Structure of the world economy: Outline of a simple input-output formulation. *Proceedings of the IEEE*, *63*(3), 345–351

Llop, M. (2008). Economic impact of alternative water policy scenarios in the Spanish production system: An input-output analysis. *Ecological Economics*, *68*(1-2), 288-294. doi: 10.1016/j.ecolecon.2008.03.002

Mardones, C. y Gallardo, A. (2012). Forest industry contribution to economic development of the Biobío region, Chile. *Madera y Bosques*, *18*(2), 27-50.

Mardones, C. y Muñoz, T. (2017). Impuesto al CO_2 en el sector eléctrico chileno: efectividad y efectos macroeconómicos. *Revista Economía Chilena*, *20*(1), 4-25.

Miller, R. y Blair, P. (2009). *Input–output analysis, foundations and extensions (2a ed.)*. Cambridge: Cambridge University Press.

Morrissey, K. (2014). Producing regional production multipliers for Irish marine sector policy: A location quotient approach. *Ocean y Coastal Management*, *91*, 58-64. doi: 10.1016/j.ocecoaman.2014.02.006

Muñoz, T. y Mardones, C. (2016). Simulation of a CO_2e tax to mitigate impacts from Chilean agricultural and livestock sectors on climate change. *Agrociencia*, *50*(3), 271-285.

Petty, A. y Kärhä, K. (2011). Effects of subsidies on the profitability of energy wood production of wood chips from early thinnings in Finland. *Forest Policy and Economics*, *13*(7), 575-581. doi: 10.1016/j.forpol.2011.07.003

Programa de Gestión Económica y Ambiental. (2015). *Actualización del estudio evaluación del aporte económico y social del sector forestal en Chile y análisis de encadenamientos, año 2014* (Informe final para Corporación Chilena de la Madera). Santiago, Chile: Universidad de Chile, Departamento de Ingeniería Industrial.

Prokofieva, I. y Gorriz, E. (2013). Institutional analysis of incentives for the provision of forest goods and services: An assessment of incentive schemes in Catalonia (north-east Spain). *Forest Policy and Economics*, *37*, 104-114. doi: 10.1016/j.forpol.2013.09.005

Romero, C. A. y Mastronardi, L. J. (2012). *Estimación de matrices de insumo producto regionales mediante métodos indirectos. Una aplicación para la ciudad de Buenos Aires*. Recuperado de https://mpra.ub.uni-muenchen.de/id/eprint/37006.

Ruseva, T. B., Evans, T. P. y Fischer, B. C. (2015). Can incentives make a difference? Assessing the effects of policy tools for encouraging tree-planting on private lands. *Journal of Environmental Management*, *155*, 162-170. doi: 10.1016/j.jenvman.2015.03.026

Schuschny, A. R. (2005). Tópicos sobre el modelo Insumo Producto: ONU. *Teoría y aplicaciones*. Santiago, Chile: CEPAL.

Sharify, N. (2013). Input–output modelling of the effect of implicit subsidies on general prices. *Economic Modelling*, *33*, 913-917. doi: 10.1016/j.econmod.2013.06.011

Shigematsu, A. y Sato, N. (2013). Post forest reversal discussion: Restructuring public subsidy system for private forests under the differences of topographic conditions in Norway. *Land Use Policy*, *31*, 249-258. doi: 10.1016/j.landusepol.2012.07.002

Singh, M. P., Bhojvaid, P. P., de Jong, W., Ashraf, J. y Reddy, S. R. (2017). Forest transition and socio-economic development in India and their implications for forest transition theory. *Forest Policy and Economics*, *76*, 65-71. doi: 10.1016/j.forpol.2015.10.013

Stoeckl, N. (2012). Comparing multipliers from survey and non-survey based IO models: An empirical investigation from Northern Australia. *International Regional Science Review*, *35*(4), 367-388. doi: 10.1177/0160017610385452

Thomsona, K. J. y Psaltopoulos, D. (2005). Economy-wide effects of forestry development scenarios in rural Scotland. *Forest Policy and Economics*, *7*(4), 515-525. doi: 10.1016/j.forpol.2003.07.005

Tohmo, T. (2004). New developments in the use of location quotients to estimate regional input-output coefficients and multipliers. *Regional Studies*, *38*(1), 43-54. doi: 10.1080/00343400310001632262

Manuscrito recibido el 16 de enero de 2017.
Aceptado el 5 de mayo de 2017.

Este documento se debe citar como:
Mardones, C. y Hernández, A. (2017). Análisis de subsidio al sector silvícola de la región del Biobío, Chile. *Madera y Bosques, 23*(2), 53-68. doi: 10.21829/myb.2017.2321494

doi:10.21829/myb.2017.2321431

Madera y **Bosques** vol. **23**, núm. **2: 69-83** Verano **2017**

Monitoreo de la **degradación forestal** en México con base en el inventario nacional forestal y de suelos (Infys)

Monitoring forest degradation in Mexico based on the national forest and soil inventory (Infys)

Ángel Leyva-Ovalle[1], José René Valdez-Lazalde[2]*, Héctor Manuel de los Santos-Posadas[2], Tomás Martínez-Trinidad[2], José Andrés Herrera-Corredor[2], Oziel Lugo-Espinosa[3] y José Rodolfo García-Nava[2]

[1]Universidad Autónoma Chapingo. División de Ciencias Forestales. Chapingo, Edo. de México, México.

[2]Colegio de Postgraduados. Campus Montecillo. Montecillo, Edo. de México, México.
*Autor de correspondencia. valdez@colpos.mx

[3]Universidad Autónoma del Estado de México. Centro Universitario Texcoco. Tejocote, Edo. de México, México.

Resumen

Existen muchas definiciones de degradación forestal. Sin embargo, la mayoría no son operativas dado que no proponen variables para medirla. Su medición es compleja; evaluarla implica comparar el estatus del bosque en un momento dado con un estado previo (condición de referencia o línea base). El reto del seguimiento (monitoreo) de la degradación inicia con su definición y con la identificación de la línea base. En este trabajo se propone un índice general de degradación (IGD) para evaluar la degradación forestal que ocurre en México en el periodo que transcurre entre mediciones del Inventario Nacional Forestal y de Suelos (Infys). El IGD está compuesto de indicadores que toman como insumo la base de datos del Infys. Paralelamente, el estudio pretende construir una línea base que permita dar seguimiento a la degradación forestal en años futuros. Los resultados a escala de entidad federativa indican que los estados de Puebla, Veracruz, Morelos y Colima no muestran evidencia global de procesos de degradación en el periodo evaluado. Contrariamente, Querétaro, Tamaulipas y el D.F. (Ciudad de México) registran cierto proceso de degradación. El valor del IGD ponderado a escala nacional indica que, en general, para los periodos evaluados de cinco años (*e.g.* 2004-2009, 2005-2010, etc.) los ecosistemas del país no registran procesos considerables de degradación, es decir, el valor obtenido del IGD es igual al valor de referencia. Sin embargo, a escala local es posible identificar áreas severamente degradadas o incluso deforestadas.

Palabras clave: estimador de razón de medias, índice de degradación, línea base, monitoreo de bosques, Python.

Abstract

There are many definitions of forest degradation, however, most of them are not operational because they do not propose variables to measure it. Its measurement is complex. Evaluation involves comparing the status of the forest at a given time with a previous state (reference condition or baseline). The challenge to follow-up the degradation process begins with its definition and the identification of the baseline. The present paper proposes a General Index of Degradation (IGD, for its meaning in Spanish) to assess forest degradation that occurs in Mexico in the time period between measurements of the National Inventory of Forest and Soil (Infys). The IGD is composed of indicators that take as input the Infys database. At the same time, the study aims to build a base line that will allow monitoring forest degradation in future years. The results at the scale of federal entity indicate that the states of Puebla, Veracruz, Morelos and Colima show no evidence of degradation processes (IGD) during the period evaluated. On the contrary, Querétaro, Tamaulipas and Mexico City recorded certain process of degradation. The value of the IGD weighted at the national scale indicates that in general, for the five-year periods evaluated (*e.g.* 2004-2009, 2005-2010, etc.) the country's ecosystems do not record any significant degradation, i.e., the value obtained from the IGD is equal to the baseline value. However, at the local scale it is possible to identify areas severely degraded or even deforested.

Keywords: mean ratio estimators, degradation index, baseline, forest monitoring, Python.

Introducción

Existen docenas de definiciones de degradación forestal que incorporan elementos diversos como el agente que la provoca, los cambios en la estructura, las funciones, los productos, o en los servicios que proporciona el bosque (Simula, 2009; Lund, 2009; Schoene, Killmann, von Lüpke y Loyche-Wilkie , 2007; Penman *et al* 2003); sin embargo, en términos generales esta puede entenderse como la reducción de la capacidad de un bosque para proporcionar bienes y servicios (diversidad biológica forestal, retener biomasa-existencias de carbono), funciones productivas o funciones de protección (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura [FAO], 2011). Su medición es compleja dado que debe reflejar los impactos derivados de procesos naturales y humanos que ocurren a intensidades diferentes. Implica considerar indicadores o criterios múltiples, a escalas temporal y espacial predefinidas. En acuerdo con Guariguata, Nasi y Kanninen (2009), la mayoría de las definiciones generadas a través de un consenso internacional son imperfectas y no resultan adecuadas para la toma de decisiones (Thompson *et al.*, 2013).

En México, la Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable (DOF, 2017) define a la degradación forestal como el "proceso de disminución de la capacidad de los ecosistemas forestales para brindar servicios ambientales, así como capacidad productiva". Por su parte, la Ley General de Cambio Climático (LGCC) (Diario Oficial de la Federación [DOF], 2014) indica que se entiende por degradación a la reducción del contenido de carbono en la vegetación natural, ecosistemas o suelos, en relación con un valor de referencia que refleje las condiciones en zonas donde no ha ocurrido la intervención humana (Morales-Barquero, Borrego, Akutsch, Kleinn y Healey 2014). Se considera que, para efectos de la presentación de Comunicaciones Nacionales ante organismos internacionales, México aplica la definición estipulada en la LGCC (Morales-Barquero *et al.*, 2014; Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático [Inecc], 2015). Esta definición se utiliza en este trabajo.

Evaluar la degradación implica comparar el estatus del bosque en un momento dado, con un estado previo identificado como línea base o de referencia. La elección de un método específico para ello depende del tipo de degradación, de la intensidad con la que ocurre, de la disponibilidad de datos históricos, de la capacidad técnica y de los recursos disponibles, así como de las ventajas y limitaciones de los diferentes enfoques de medición y monitoreo. La medición repetida de variables del bosque como: número de árboles, daños al dosel, porcentaje de cobertura arbórea, área basal, etc. debería permitir demostrar si la degradación ocurre o está ausente, siendo una decisión política el umbral (valor) para evaluar la disminución de un producto o servicio (FAO, 2011). Lo anterior podría resultar en una definición operativa de la degradación, basada en indicadores medibles *in situ* (ej. inventarios forestales nacionales multitemporales y sitios permanentes de muestreo, conjunto de datos de aprovechamientos comerciales, datos indirectos o proxy de mercados nacionales) o mediante sensores remotos (ej. mapeo directo de la cobertura y cambios en la estructura del bosque o mapeo indirecto a través de enfoques de modelado), o mediante la combinación de técnicas que proporcionen la mejor opción (Herold *et al.,* 2011; Souza *et al.*, 2013; Morales-Barquero *et al.*, 2014).

En América Latina, particularmente en Brasil, se han realizado esfuerzos importantes para evaluar la degradación forestal a través de sensores remotos de alta y mediana resolución espacial (Souza *et al.,* 2013; Shimabukuro *et al.,* 2015). Souza *et al.* (2013) cuantificaron la tasa anual de degradación (definida como la disminución de la cobertura arbórea en más de 25%) para la región amazónica durante los años 2000-2010 mediante imágenes de satélite Landsat con precisión de usuario aceptable (0.82).

En relación con los esfuerzos institucionales de México, la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio) y la Comisión Nacional Forestal (Conafor), generaron el sistema MAD-MEX (Monitoreo de Datos de Actividad para el programa mexicano REDD+), empleando imágenes *Landsat* y datos de campo del Infys para validación de los resultados. Los productos generados por MAD-MEX sirven de línea base para el

seguimiento de la deforestación (Gebhardt *et al.*, 2014), dejando de lado la degradación.

La dificultad para definir y cuantificar la degradación forestal inhibe el establecimiento de umbrales cuantitativos para su evaluación y es una restricción importante en la aplicación de mecanismos nacionales o internacionales de mitigación como REDD+ (Reducción de emisiones de gases efecto invernadero por deforestación, degradación y buen manejo de bosques). En el caso particular de México, la falta de datos históricos de biomasa y la capacidad limitada del país para monitorear la degradación empleando sensores remotos de alta resolución, sugiere la búsqueda de métodos alternativos para estimar la degradación forestal. Una opción alternativa es el uso de índices de referencia local basados en datos de inventarios forestales (Morales-Barquero *et al.*, 2014; Maniatis y Mollicone, 2010), los cuales deben ser capaces de representar zonas de baja o nula degradación y tener características biofísicas comparables, incluyendo también a las variables socioeconómicas. Estos dos factores deben ser abordados a escala del paisaje, mientras se desarrollan las actividades relacionadas con REDD + (Morales-Barquero *et al.*, 2015).

Objetivos

El objetivo de este trabajo fue evaluar la degradación forestal que ocurrió en México en el periodo entre mediciones del Inventario Nacional Forestal y de Suelos (Infys). Para ello se propone un índice general de degradación (IGD) compuesto de indicadores que toman como insumo la base de datos del Infys. Paralelamente, el estudio tiene la finalidad de construir una línea base que permita dar seguimiento (monitorear) a la degradación forestal en años futuros.

Materiales y métodos

Materiales

El IGD propuesto en este trabajo y utilizado para evaluar la degradación forestal en México tiene como base variables de densidad forestal, de daño presente en el arbolado y el sitio y de diversidad, calculadas a partir de los datos colectados como parte del Infys, correspondientes a la fase de campo 2004-2009 y remediciones (2009-2014) -Conafor (2012a). El Infys colecta datos dasométricos y de la condición general del bosque mediante un sistema de muestreo sistemático en conglomerados. Cada conglomerado se compone de cuatro sitios circulares de muestreo de 400 m^2 (Conafor, 2012a). El cálculo de los indicadores que componen el IGD, y del IGD mismo, se realizaron en el lenguaje de programación Python 2.7.6. –uno de los 10 lenguajes más empleados en aplicaciones en el mundo (TIOBE, 2014). El uso de Python deja abierta la posibilidad al desarrollo posterior de estimaciones espaciales de las variables estudiadas en puntos no muestreados, al considerar la migración de la presente aplicación a un sistema de información geográfica (SIG).

Metodología

Las bases de datos del Infys fueron migradas al sistema manejador de base de datos (SMBD) SQLite 3.0, ya que este SMBD opera de manera natural y se distribuye junto con el lenguaje Python a partir de la versión 2.5 (González-Duque, 2014). Las tablas obtenidas (formato SQLite 3.0) fueron exportadas conservando el nombre de las columnas, el formato y la cantidad de información, de manera íntegra con respecto al formato original.

En el entorno mencionado se depuró la base de datos del Infys para evitar redundancia e inconsistencia en los datos dasométricos. Se emplearon instrucciones de SQLite para seleccionar solamente datos útiles para el procesamiento de información y así considerar únicamente: árboles vivos, diámetro normal mayor o igual a 7.5 cm, altura total mayor a 0 y clave del género no nula. Adicionalmente, con la finalidad de evitar ambigüedades, los nombres científicos de las especies descritas en dichos documentos fueron validados cuidando que estos estuvieran correctamente escritos, con la nomenclatura adecuada y haciendo referencia a la sinonimia actual. Posteriormente, se verificó que cada taxón (nombre científico) coincidiera con la clave de género y especie inscritos dentro de los catálogos correspondientes de la base de datos del Infys, realizando correcciones a dichos catálogos para

mantener la consistencia e integridad de los datos (ej. un nombre científico con más de una clave).

En esta fase exploratoria del análisis se identificaron los bosques de referencia (*BR*) por tipo de ecosistema y entidad federativa, con la finalidad de construir una línea base y efectuar comparaciones posteriores para evaluar la degradación mediante los cambios registrados en los indicadores que se presentarán posteriormente. Los bosques de referencia corresponden a conglomerados del Infys que no registraron disturbios aparentes en el suelo y la vegetación al momento de su establecimiento.

El análisis realizado consideró únicamente los conglomerados que fueron medidos en ambas etapas del Inventario Nacional Forestal y de Suelos (fase I 2004-2009 y remediciones 2009-2014). Al considerar ambos conjuntos de datos, el monitoreo de la degradación se realizó para un periodo de cinco años (2004-2009, 2005-2010, 2006-2011, 2007-2012, etc.).

Una vez que las bases de datos fueron filtradas y depuradas, para cada individuo de las especies arbóreas presentes en cada sitio de muestreo, se calculó su volumen maderable utilizando las ecuaciones generadas por la Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos (1985). Posteriormente se calcularon, para cada conglomerado, mediante los estimadores de razón definidos por Velasco-Bautista, Ramírez, Moreno y de la Rosa (2003) las variables (ha^{-1}) volumen, número de árboles, cobertura de dosel (%), área basal (m^2) y el índice de diversidad de Shannon-Wiener; además de registrar la presencia de daños en el arbolado.

La aplicación de estimadores de razón a tamaños de muestra pequeños tiene como consecuencia grandes varianzas, lo que genera intervalos de confianza muy amplios (Velasco *et al.*, 2003), teniéndose un problema de definición de la población. Para solventar esta situación, se agruparon los tipos de vegetación relativamente homogéneos (Instituto Nacional de Estadística y Geografía [Inegi], 2009) para establecer subestratos (Tabla 1). Este nivel de estratificación permitió aumentar el número de conglomerados analizados e incrementar la precisión estadística de las estimaciones.

Tabla 1. Subestratos de vegetación considerados.

Tipo de vegetación	Subestrato definido
Selva alta perennifolia	Selva Alta-Mediana
Selva alta subperennifolia	
Selva mediana caducifolia	
Selva mediana subcaducifolia	
Selva mediana subperennifolia	
Selva baja caducifolia	Selva Baja
Selva baja subcaducifolia	
Selva baja subperennifolia	
Selva baja perennifolia	
Selva baja espinosa	
Bosque de abies	Coníferas
Bosque de ayarín	
Bosque de cedro	
Bosque de pino	
Bosque de táscate	
Matorral de coníferas	
Bosque de pino-encino	Coníferas y latifoliadas
Bosque de encino-pino	
Bosque de encino	Latifoliadas
Bosque mesófilo de montaña	
Bosque de galería	

Subestrato: agrupación de tipos de vegetación relativamente homogéneos, basados en la clasificación de Inegi (2009).

Los datos procesados del Infys (fase I 2004-2009 y remediciones 2009-2014) sirvieron de base para plantear un IGD compuesto por indicadores de densidad forestal (volumen de madera, número de árboles, cobertura de dosel, área basal), de daño al arbolado y de biodiversidad (índice de Shannon-Wiener; Pla, 2006) (Tabla 2). Los indicadores propuestos pueden considerarse variables proxy para el monitoreo de degradación forestal y en su conjunto forman el IGD.

Cada indicador se construyó en apego a la metodología propuesta por la Organización para la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos (*Organi-*

sation for Economic Co-operation and Development) [OECD] (2008). Con los índices correspondientes a cada variable se generó una matriz de correlación, encontrándose que estos no están correlacionados entre sí, evitando así información redundante. Lo anterior es resultado de aplicar los procesos de normalización y agregación (entre otros) en la construcción de cada indicador.

Partiendo de los indicadores propuestos, se aplicó el siguiente criterio general para calcular el Índice individual correspondiente:

$$I_n = \frac{(Y_{nt1} + Y_{nt1+1}) / 2}{\mathrm{BR}}$$

Donde:

I_n: índice n correspondiente al indicador Y_n.

Y_{nt1} : indicador n, en el tiempo t_1 (fase 1 del Infys).

Y_{nt1+1} : indicador n, en el tiempo t_{1+1} (remediciones del Infys).

BR: Bosque de referencia. Conglomerados del Infys que no registraron disturbios aparentes en el suelo y la vegetación al momento de su establecimiento.

Criterio de decisión:

Si I_n >1: aumento en la magnitud del indicador (no evidencia de degradación),

I_n = 1: el indicador es igual al *BR* (sin evidencias de procesos de degradación).

Si I_n <1: disminución en la magnitud del indicador (posible proceso de degradación/deforestación).

Para cada indicador (Tabla 2) se establece una línea base por ecosistema y entidad. El valor del indicador se toma al evaluar la magnitud de cambio (pérdida o ganancia) entre dos períodos de tiempo (fase I y remediciones), para finalmente relacionar o comparar el resultado con respecto al valor de referencia o bosque de referencia (BR) por ecosistema y Estado.

Índice general de degradación

El IGD contempla el uso de los indicadores previamente descritos, aplicándose de la siguiente manera:

$$\mathrm{IGD} = \frac{\sum_{n=1}^{6} I_n}{n}$$

Donde I_n es el índice n; y los criterios de decisión son: Si IGD ≥ 1: sin evidencia de proceso degradación; Si IGD < 1: posible proceso de degradación.

El IGD se probó procesando los conglomerados correspondientes a entidades consideradas como contrastantes en términos de los ecosistemas que abarcan: Quintana Roo, Yucatán, Campeche, Chihuahua y Durango.

Los resultados obtenidos con respecto a indicadores resultaron consistentes y congruentes con lo hallado por Méndez-López y De los Santos-Posadas (2011), Velasco-Bautista (2015), Flores-Cruz (2014) y Conafor (2013). Con esa base se procesaron los datos correspondientes a 29 entidades federativas, así como los IGD por tipo de ecosistema y a escala nacional –los estados de Aguascalientes, Baja California y Tlaxcala no se procesaron por no contar con un bosque de referencia.

Se calcularon valores de IGD promedio por estado, ecosistema y a escala nacional considerando los conglomerados existentes en cada nivel de análisis. Esto permitió caracterizar cada una de las poblaciones de interés e identificar las tendencias que dieron origen a cada valor de IGD. Posteriormente se emplearon estimadores de medias de razón (Velasco-Bautista, 2015) para elaborar un histograma de los valores de IGD con la finalidad de conocer su distribución para la población bajo análisis. Como medida cuantitativa de la dispersión de los valores de IGD, se calculó el coeficiente de asimetría definido por Zwillinger y Kokoska (2000), de tal forma que poblaciones (entidades o ecosistemas) con valores de IGD similares pueden ser diferenciadas, permitiendo una mejor caracterización o diferenciación de dichas poblaciones.

Con la finalidad de garantizar que los resultados obtenidos sean contrastables a partir de los indicadores previamente discutidos, se emplearon gráficos radiales. Estos permiten representar variables de distinta naturaleza y facilitan el análisis de su comportamiento (Pérez-Benedito, 2013).

TABLA 2. Indicadores simples para el monitoreo de degradación forestal: volumen, densidad del bosque y de biodiversidad.

No. Indicador	*Indicador*	*Objetivo*	*Cálculo*	*Fundamento*	*Criterio*	*Variables*
Y_1	Volumen en m^3 ha^{-1} (VOL)	Especies de clima templado y frío.	Se estima el volumen / biomasa para cada árbol registrado en cada sitio de la base de datos (Infys y remuestreo) usando los distintos modelos alométricos que se han desarrollado en el país. Se aplican los estimadores de razón propuestos por Velasco *et al.* (2003), para obtener estimaciones a escala de hectárea.	Generar un indicador que permita establecer si existe pérdida de volumen / biomasa, considerando al Infys y su re muestreo	Para obtener este indicador, se deben considerar aquellos sitios del Infys que coincidan con el remuestreo del mismo	Diámetro normal, altura total y género de cada árbol.
Y_2	Número de árboles ha^{-1} (NHA)		Se calcula el número de árboles ha^{-1}, al aplicar los estimadores de razón para el Infys, propuestos por Velasco *et al.* (2003).	Generar un indicador de densidad, para monitorear está variable, que permita junto con otros indicadores establecer si existe algún proceso de degradación.		Conteo simple de árboles al emplear los Estimadores de razón para el Infys (Velasco *et al.* , 2003)
Y_3	Cobertura de dosel (m^2 ha^{-1}) (CD)		Se calcula la cobertura de dosel, al sumar la cobertura de copa de cada individuo. $\sum \frac{\pi \times \mathrm{DiamCopa}^2}{4}$			Diámetro de copa. Empleo de Estimadores de razón para el Infys (Velasco *et al.* , 2003)

Tabla 2. Indicadores simples para el monitoreo de degradación forestal: volumen, densidad del bosque y de biodiversidad. Continuación.

No. Indicador	*Indicador*	*Objetivo*	*Cálculo*	*Fundamento*	*Criterio*	*Variables*
Y_4	Área basal (m^2 ha^{-1}) (AB)		$\sum \frac{\pi \times \text{Diametro normal}^2}{40{,}000}$			Diámetro normal. Empleo de Estimadores de razón para el Infys (Velasco *et al.,* 2003)
Y_5	Porcentaje de árboles dañados. (%DA)		Se calcula el porcentaje de árboles dañados, al aplicar los estimadores de razón para el Infys, propuestos por Velasco *et al*. (2003).	Generar un indicador de daño en el arbolado.		Si Tipo daño=1, No existe daño. Si Tipo daño>=2, el árbol está dañado por algún factor específico.
Y_6			$H' = -\sum_{i=1}^{S} p_i \log_2 p_i$	Generar un indicador de Biodiversidad de abundancia proporcional		*S*: número de especies (la riqueza de especies) p_i: proporción de individuos de la especie i respecto al total de individuos (es decir la abundancia relativa de la especiei): $\frac{n_i}{N}$ n_i:número de individuos de la especie i *N*: número de todos los individuos de todas las *N* Especies

Finalmente, se empleó el índice de competitividad forestal estatal (Icofe) (Instituto Mexicano para la competitividad [IMCO], 2014) para contrastar los resultados obtenidos.

Resultados

El valor del IGD calculado para todo el país se presenta en la tabla 3. Este, al igual que el resto de los valores de IGD presentados posteriormente, corresponden al promedio de los valores calculados de los indicadores asociados a cada variable para cada uno de los conglomerados del Infys.

De una manera más detallada se determinó el valor de IGD por tipo de ecosistema y sus indicadores asociados (Tabla 4).

Los valores del coeficiente de asimetría, al ser positivos (> 0), indican que la mayoría de los conglomerados muestreados para cada comunidad, se encuentran por arriba de la media (IGD).

En la tabla 5 se enlistan los valores de IGD obtenidos para cada entidad federativa, omitiéndose tres de ellas debido a que no fue posible identificar un bosque de referencia dentro de su territorio (AGS, BC y TLAX).

Tabla 3. Índice general de degradación (IGD) para México y valores de indicadores asociados.

AB	*CD*	*NHA*	*VOL*	*%DA*	*Ish*	*IGD*
0.97	0.94	1.00	0.99	1.06	1.03	1.00

AB=índice de área basal, CD= índice de cobertura de dosel, NHA= índice de número de árboles, VOL= índice de volumen, DA= índice de daño al arbolado, Ish= índice de Shannon-Wiener.

Discusión

Las estadísticas sobre los disturbios que ocurren en los bosques y las selvas de México se centran en tasas de deforestación y en la incidencia de agentes de disturbio, no se hace referencia alguna respecto a indicadores que evalúen la degradación forestal (Masera-Cerutti, 1996; Torres-Rojo, 2004; Conafor, 2010), por ello no es posible contrastar los resultados generados en este estudio con otras fuentes nacionales. A escala internacional existen análisis y estimaciones de degradación como los mencionados por Souza *et al.* (2013) y Shimabukuro *et al.* (2015), sin embargo, tampoco son comparables con los resultados del presente trabajo, por ser derivados mediante una metodología diferente -uso de sensores remotos de alta y mediana resolución espacial.

En lo referente a la generación de índices, en México se cuenta con el índice de riesgo de deforestación (Inecc, 2013) y el índice de competitividad forestal estatal (Icofe) (IMCO, 2014), este último basado en el análisis de información sobre el aprovechamiento y la vulnerabilidad de los bosques en cada una de las entidades federativas. El Icofe, proporciona información específica en el rubro "Nivel de degradación en terrenos forestales", considerando la clasificación del Infys (Conafor, 2012). En este sentido, se considera que el presente trabajo es prístino sobre el tema, más aun si se considera el aspecto cuantitativo sobre el monitoreo y evaluación de la degradación para México.

Tabla 4. Índice general de degradación (IGD) por ecosistema y valores de indicadores asociados.

Comunidad	*AB*	*CD*	*NHA*	*VOL*	*%DA*	*Ish*	*IGD*	*Coef. asimetría de Fisher*
Selva Alta-Mediana	1.059	1.018	0.992	1.068	1.009	1.006	1.020	0.51
Selva Baja	1.001	0.910	0.994	0.984	1.093	1.064	0.957	0.92
Coníferas	1.007	0.972	1.087	1.055	0.767	0.916	1.086	1.61
Coníferas y latifoliadas	0.999	0.895	1.012	0.961	0.846	1.006	1.007	0.84
Latifolidas	0.840	0.899	0.952	0.920	1.017	0.880	0.955	1.40

AB= índice de área basal, CD= índice de cobertura de dosel, NHA= índice de No. árboles, VOL= índice de volumen, DA= índice de daño al arbolado, Ish= índice de Shannon-Wiener.

Tabla 5. Índice general de degradación (IGD) y valores de indicadores asociados por entidad federativa.

Entidad	*Número de conglomerados*	*IGD*	*NHA*	*AB*	*VOL*	*CD*	*%DA*	*ISh*	*Coef. asimetría de Fisher*
BCS	15	0.92	0.70	0.43	0.24	0.20	2.46	1.46	0.38
CAMPECHE	250	0.88	1.04	0.97	0.55	0.92	0.79	1.03	-0.149
CHIAPAS	182	0.9	0.97	0.80	0.80	0.58	0.99	1.28	0.51
CHIHUAHUA	552	0.91	0.93	0.86	0.77	0.95	0.94	1.01	1
COAHUILA	35	0.93	0.80	0.83	0.88	0.65	1.04	1.37	1.5
COLIMA	9	1.13	1.03	1.14	1.20	2.06	0.58	0.78	1.1
DF	4	0.63	0.64	0.44	0.42	0.44	0.90	0.96	0.19
DGO	449	0.84	0.75	0.76	0.81	0.68	0.96	1.08	1.16
GRO	214	0.99	1.02	0.87	0.85	0.82	1.24	1.14	0.83
GTO	38	0.9	0.61	0.72	0.85	0.53	1.44	1.26	-0.05
HGO	55	0.87	0.74	0.62	0.58	0.75	1.56	0.99	1.78
JAL	278	0.97	0.84	0.87	0.86	0.84	1.04	1.37	0.22
MEX	59	0.99	0.75	0.87	1.01	0.76	1.33	1.20	0.96
MICH	192	1.06	1.08	0.96	0.88	0.92	1.52	0.98	0.67
MOR	4	1.54	0.65	1.05	0.94	1.14	3.66	1.80	-0.035
NAY	113	0.86	0.74	0.90	0.88	0.93	0.76	0.98	0.94
NL	45	1.01	0.63	0.80	0.82	0.82	2.16	0.86	0.87
OAXACA	412	1.06	0.88	0.99	0.98	0.86	1.39	1.26	0.66
PUE	62	1.39	0.85	0.72	0.95	0.79	3.78	1.22	0.77
QRO	21	0.59	0.69	0.42	0.46	0.36	0.69	0.92	0.23
QROO	264	0.97	0.88	0.90	0.85	0.85	1.30	1.03	-0.11
SIN	95	0.8	0.94	0.73	0.63	0.53	1.00	0.97	0.25
SLP	59	0.66	0.65	0.60	0.59	0.56	0.64	0.92	0.57
SON	130	0.83	0.89	0.41	0.54	0.79	0.80	1.53	0.82
TAB	10	1.11	1.53	0.93	1.13	1.14	0.51	1.41	-0.51
TAMPS	48	0.63	0.68	0.65	0.64	0.44	0.59	0.75	0.37
VER	73	1.4	1.43	1.78	2.02	1.40	0.65	1.06	0.51
YUC	151	1.04	0.99	1.03	1.09	0.88	1.14	1.08	0.59
ZAC	93	0.85	0.81	0.75	0.47	0.89	1.14	1.03	0.88

AB= índice de área basal, CD= índice de cobertura de dosel, NHA= índice de No. árboles, VOL= índice de volumen, DA= índice de daño al arbolado, Ish= índice de Shannon-Wiener.

No obstante que se identifican algunas áreas severamente degradadas en México, el valor del IGD ponderado a escala nacional indica que, en general, para el periodo evaluado (cinco años), en los ecosistemas del país no se identifica algún proceso considerable de deforestación/degradación, es decir, el valor obtenido del IGD es igual al valor de referencia (1.00) (Tabla 3).

Ecosistema

La figura 1 contiene de manera combinada la representación de los distintos indicadores que dan origen a cada IGD por ecosistema. Para el caso del indicador daño del arbolado, se utilizó el reciproco del valor original, ya que este a mayor magnitud representaba menor daño.

El indicador asociado al número de árboles por hectárea (NHA) presenta los mayores valores para el ecosistema coníferas, al igual que la comunidad representada por coníferas y latifoliadas. Para el caso del indicador correspondiente al volumen, el segundo mayor valor se presenta en el tipo de vegetación coníferas. Probablemente estos valores tengan relación con lo citado por Bray, Merino-Pérez y Barry (2005), quienes indican que el manejo forestal en México se desarrolla principalmente en las comunidades de coníferas y latifoliadas, privilegiando los valores más altos de índices para estas variables (NHA y VOL).

El indicador con mayor valor asociado al daño al arbolado (DA) se ubica en el ecosistema selva baja. En contraste, el índice de Shannon-Wiener, correspondiente al indicador de biodiversidad de abundancia proporcional es el más bajo para esta misma comunidad. En un estudio realizado en el estado de Quintana Roo, teniendo como objeto de estudio este tipo de vegetación (selva baja), se encontró que los principales disturbios (huracanes, incendios y la agricultura de roza-tumba y quema), generan impactos a gran escala (> 1 ha). Adicionalmente, la tala indiscriminada afecta la biodiversidad (Bray *et al.*, 2005).

Entidad federativa

Los estados con mejor calificación de IGD y, por lo tanto, sin evidencia global de procesos de degradación son: Puebla, Veracruz, Morelos y Colima.

En este caso la calificación del Icofe (IMCO, 2014), coincide para Veracruz (4° del Icofe) y Morelos (2° Icofe), existiendo una gran disimilitud entre ambos índices (IGD contra Icofe) para Puebla (20° del Icofe) y Colima (26° del Icofe).

El gráfico radial presentado abajo (Fig. 2), detalla la variación de los valores correspondientes a cada indicador que componen el IGD para los estados sin evidencia global de degradación. La variabilidad presente muestra las limitaciones del IGD como un indicador unidimensional.

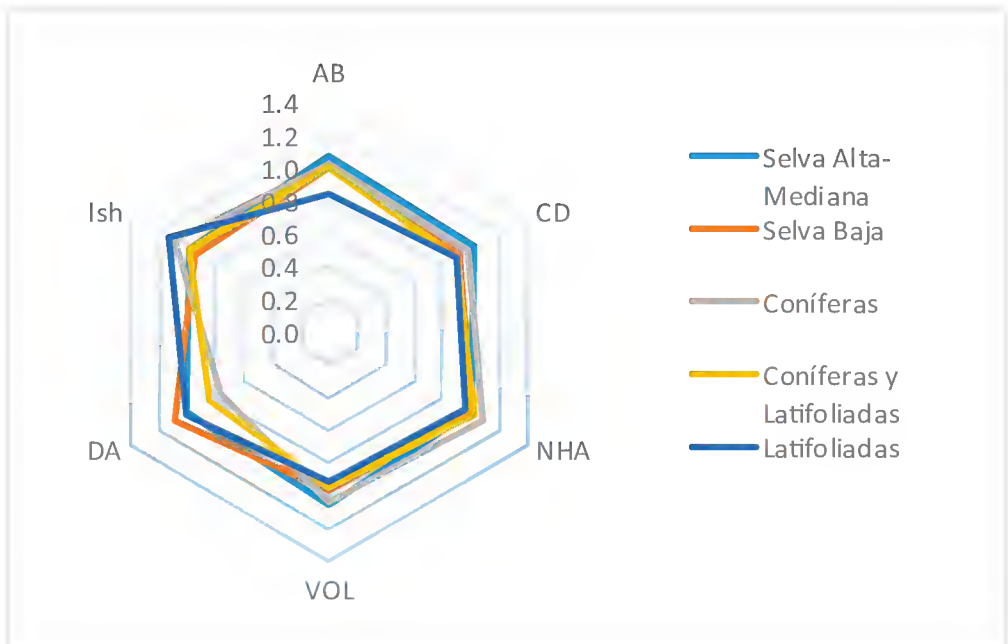


FIGURA 1. Representación multidimensional de los indicadores de degradación por ecosistema.

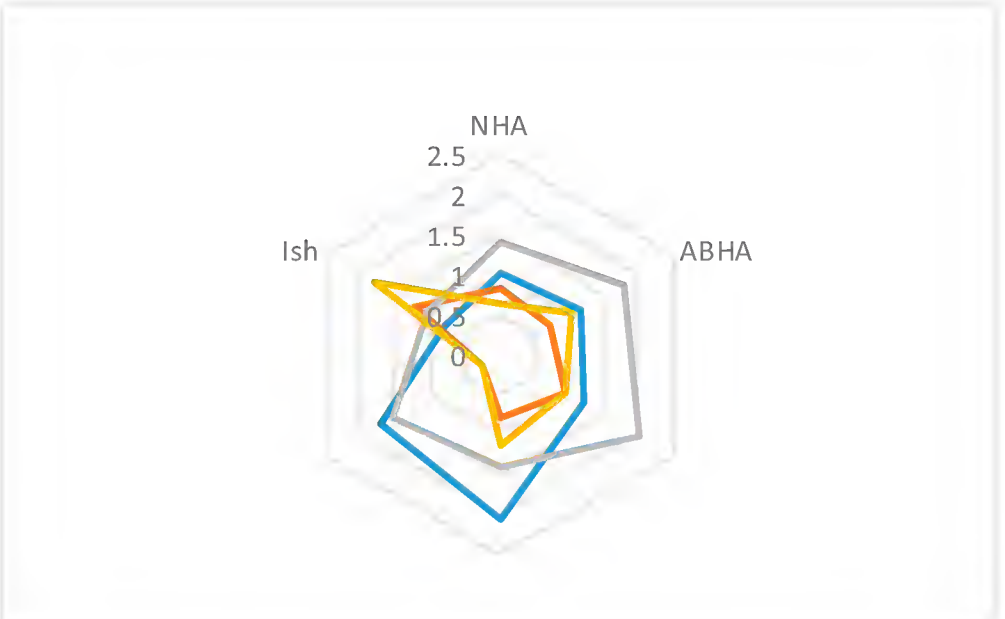


FIGURA 2. Gráfico radial para los estados con mayor IGD (sin evidencia de procesos de degradación).

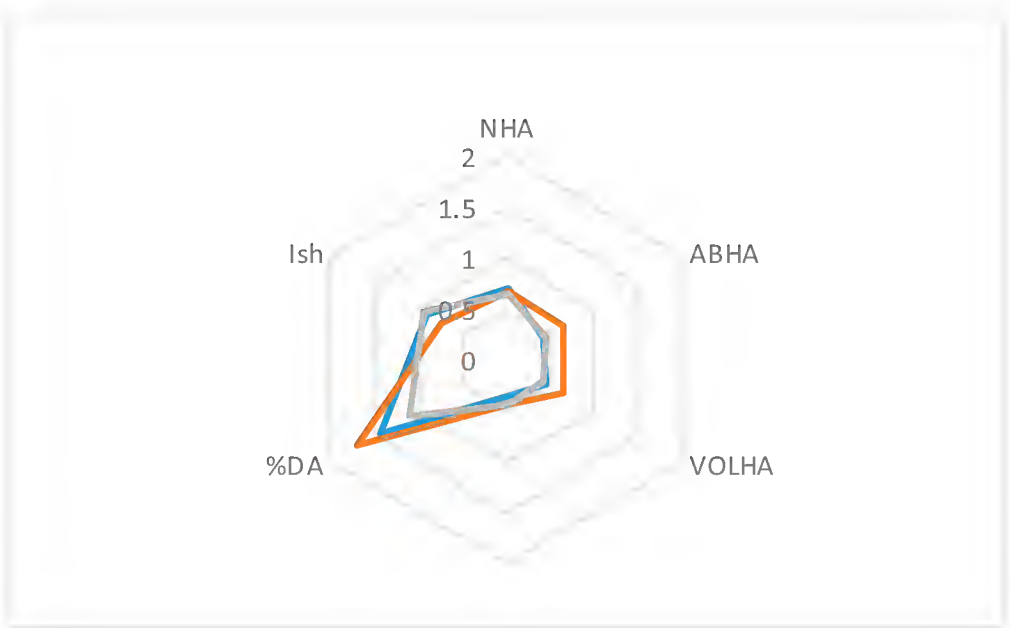


FIGURA 3. Gráfico radial para los estados con menor IGD (evidencias de procesos de degradación). QRO: Querétaro, TAMPS: Tamaulipas, DF: Distrito Federal (Cuidad de México).

Contrariamente, Querétaro, Tamaulipas y el DF (Cuidad de México) resultaron con los valores menores de IGD, indicando un posible proceso de degradación. En la figura 3 se puede constatar la homogeneidad de la tendencia de los valores del IGD correspondientes a cada indicador.

Al contrastar estas estimaciones del IGD contra el Icofe (2014) se encuentra cierta similitud para Querétaro (29° del Icofe) y Tamaulipas (21° del Icofe). Para el caso del DF no existe coincidencia (1° del Icofe). Para esta última entidad se deduce que la calificación otorgada por el Icofe (2014) se basa en el hecho que el DF cuenta con el mayor volumen de madera promedio a escala nacional (206 m^3/ha), sin considerar el análisis de cambio de las variables e indicadores, objeto de la presente investigación. Caso contrario al anterior (Fig. 2), la gráfica contenida en la figura 3 sugiere que estas tres entidades comparten condiciones comunes de las variables o indicadores considerados en este estudio.

El coeficiente de asimetría permite deducir información referente a la distribución de los valores de IGD e indicadores asociados a las poblaciones analizadas (ecosistemas y entidades). Por ejemplo, si se considera el histograma presentado en la figura 4, así como el valor del coeficiente de asimetría, correspondiente al estado de Campeche. El área sombreada corresponde a los conglomerados existentes en el estado cuyo valor está por arriba del IGD promedio (σ = 1.011). Aunque este valor indica que no existe ningún proceso de degradación aparente, el coeficiente de asimetría negativo (-0.149) revela que un mayor número de conglomerados degradados (área no sombreada) se concentra por debajo de la media.

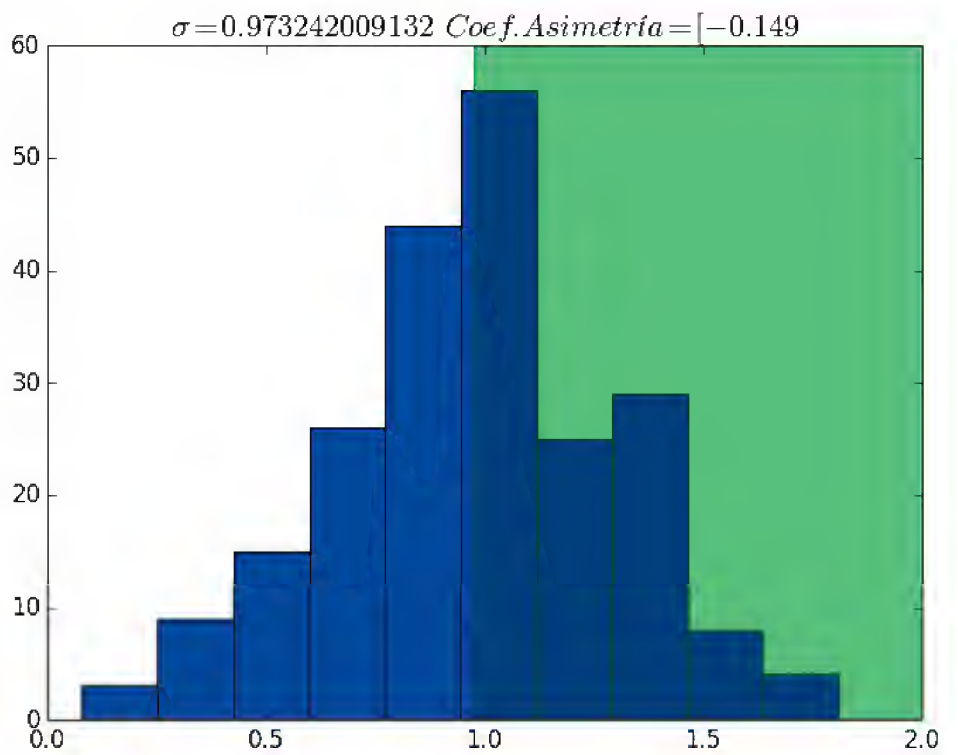


FIGURA 4. Histograma de valores de IGD para el Estado de Campeche.

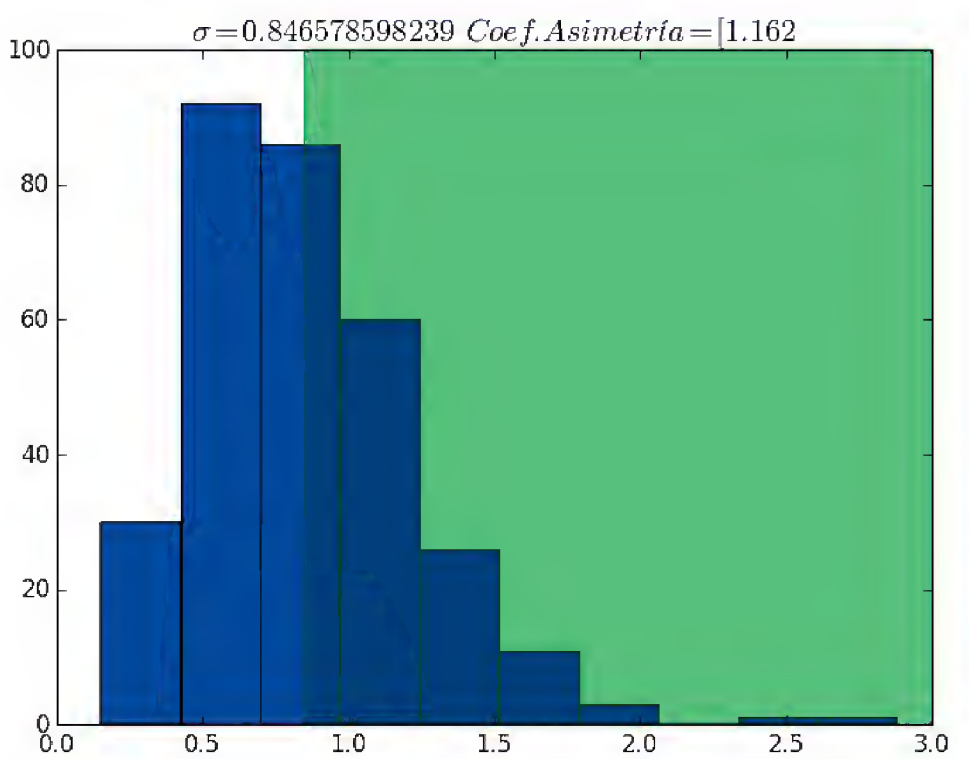


Figura 5. Histograma de valores de IGD para el Estado de Durango.

El estado de Durango es una de las entidades con mayor coeficiente de asimetría (1.1). Este valor indica que un mayor número de conglomerados no degradados (174) se ubican por arriba del IGD promedio (0.84) —área sombreada en la figura 5.

En la tabla 6 se propone un sistema de calificación referente a degradación forestal, con base en los resultados obtenidos por entidad.

En la figura 6 se muestra la distribución espacial de las categorías de degradación a escala nacional.

Tabla 6. Categorías de degradación basadas en el valor de IGD.

Categoría	*Intervalo IGD*	*No. Entidades*
Alto (predisposición) proceso de degradación	(0.59,0.66)	4
Moderado proceso de degradación	(0.80,0.88)	7
Ligero proceso de degradación	(0.90,0.99)	9
Sin proceso de degradación	> 1	9

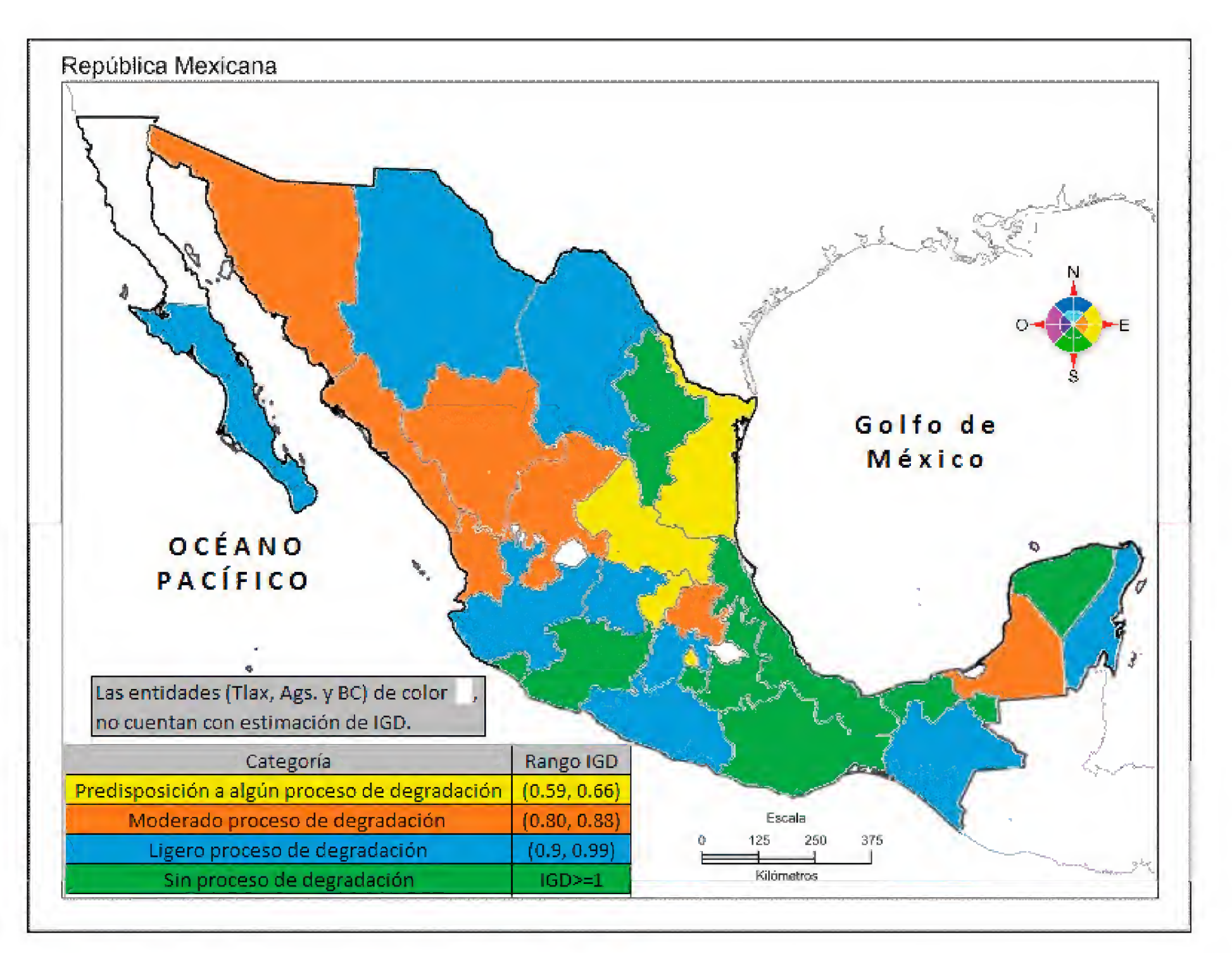


Figura 6. Categorías de degradación forestal por entidad federativa con base en el valor promedio de IGD.

Si existiera interés por conocer la variabilidad espacial de las variables estudiadas (indicadores y el IGD) en puntos no muestreados, se podría recurrir a técnicas de interpolación geoestadística (ej. kriging) con el auxilio de datos derivados de sensores remotos y/o sistemas de información geográfica. Dado que cada conglomerado se encuentra ubicado geográficamente, se podría mapear la distribución de los IGD relacionados con cada conglomerado, de tal forma que se pueda obtener una versión de la distribución espacial de la degradación en México, ubicando aquellas zonas con mayor concentración de conglomerados degradados; información sin duda valiosa para la planeación de acciones tendientes a disminuir o evitar la degradación forestal.

Dado que los resultados presentados tienen como base la malla nacional del Infys, la escala (1:250 000) y el esquema de muestreo correspondiente, siendo este último adecuado para 25 km^2 de vegetación continua, la aplicabilidad de los mismos es a escala nacional y por entidad federativa. Para una escala más detallada se requiere del uso de inventarios forestales locales con una mayor densidad de muestreo.

Conclusiones

La mayoría de las investigaciones a escala internacional, los proyectos piloto REDD + y las agencias de certificación de carbono, se han centrado en la evaluación de la deforestación. México no es la excepción, los esfuerzos son considerables para el establecimiento de la línea base enfocada en evaluar este rubro.

Se conceptualizó, diseñó e implementó un índice general de degradación del bosque (IGD) que se alimenta de datos dasométricos (variables de densidad, de disturbio y de diversidad) provenientes del Infys de México y los procesa utilizando los estimadores de razón de medias propuestos por Velasco (2003; 2015). El IGD puede ser estimado a escala entidad federativa o a escala ecosistema. Los resultados de su aplicación pueden ser útiles para tomadores de decisiones en el área forestal, para orientar el diseño e implementación de políticas gubernamentales encaminadas a coadyuvar al logro de un manejo forestal sustentable y para el monitoreo de los mecanismos para la mitigación del cambio climático.

Los resultados obtenidos a nivel de entidad federativa indican que los estados de Puebla, Veracruz, Morelos y Colima no muestran evidencia global de procesos de degradación (valor de IGD bajo) en el periodo evaluado. Contrariamente, Querétaro, Tamaulipas y el DF (Ciudad de México) registraron cierto proceso de degradación. El valor del IGD ponderado a escala nacional indica que, en general, para el periodo evaluado de cinco años, los ecosistemas del país no registran procesos considerables de degradación.

Reconocimientos

A la Gerencia de Sistema Nacional de Monitoreo Forestal de la Conafor por proporcionar amablemente la base de datos del Inventario Nacional Forestal y de Suelos.

Referencias

Bray, D. B., Merino-Pérez, L. y Barry, D. (2005). *The community forests of Mexico: managing for sustainable landscapes*. Austin, Texas: University Texas Press.

Comisión Nacional Forestal [Conafor] (2012a). *Manual y procedimientos para el muestreo de campo. Re-muestreo 2012*. Zapopan, Jalisco, México. Recuperado de www.cnf.gob.mx:8090/snif/portal/infys/temas/documentos-metodologicos.

Comisión Nacional Forestal [Conafor] (2013). *Memoria Documental. Inventario Nacional Forestal y de Suelos*. Zapopan, Jalisco, México. Recuperado de www.conafor.gob.mx:8080/documentos/docs/8/4125CNF-24_Infys.pdf

Diario Oficial de la Federación (2014). *Ley General de Cambio Climático*. México: DOF. Recuperado de www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/LGCC.pdf

Diario Oficial de la Federación (2017). *Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable*. México: DOF. Recuperado de www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/259_240117.pdf

Flores-Cruz, J. A. (2014). *Data Warehouse y minería de datos como alternativas al análisis de datos forestales*. Tesis de Maestría no publicada, Colegio de Postgraduados, Montecillo, Edo. de México, México

Gebhardt, S., Wehrmann, T., Muñoz-Ruiz, M. A., Maeda, P., Bishop, J., Schramm, M., Kopeinig, R., Cartus, O., Kellndorfer, J., Ress, R., Santos, L.A. y Schmidt, M. (2014). MAD-MEX: automatic wall-to-wall land cover monitoring for the Mexican REDD-MRV Program Using All Landsat Data. *Remote Sensing, 6(5)*, 3923-3943. doi: 10.3390/rs6053923

González-Duque, R. (2014). *Python para todos* (1ª ed.). Recuperado de http://mundogeek.net/tutorial-python/

Guariguata, M. R., Nasi, R. y Kanninen, M. (2009). Forest degradation: It is not a matter of new definitions. *Conservation Letters, 2(6)*, 286–287. doi: 10.1111/j.1755-263X.2009.00075.x

Herold, M., Román-Cuesta R. M., Mollicone, D., Hirata, Y., Van Laake, P., Asner, G., Souza, C., Skutsch, M., Avitabile, V. y MacDicken, K. (2011). Options for monitoring and estimating historical carbon emissions from forest degradation in the context of REDD+. *Carbon Balance Management, 6*(13), 1-7. doi: 10.1186/1750-0680-6-13.

Instituto Mexicano para la Competitividad [IMCO]-Reforestamos México. (2014). Índice de competitividad forestal estatal. México, D.F.: IMCO. Recuperado de http://imco.org.mx/medio_ambiente/indice-de-competitividad-forestal-estatal/

Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático [INECC] (2013). Índice de riesgo de deforestación (INE-IRDEF-2.0.1). Recuperado de www.inecc.gob.mx/irdef.

Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático [INECC] (2015). *Quinta comunicación nacional ante la convención marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático* (1ª ed.). México, D.F.: Semarnat. Recuperado de www2.inecc.gob.mx/publicaciones/consultaPublicacion.html?id_pub=685

Instituto Nacional de Estadística y Geografía [Inegi] (2009). *Mapa de vegetación y uso de suelo serie IV*. México, D.F.: Inegi.

Lund, H. G. (2009). *What is a degraded forest?*. Gainesville, Virginia: Forest Information Services. Recuperado de www.researchgate.net/publication/280921178_What_is_a_degraded_forest.

Maniatis, D. y Mollicone, D. (2010). Options for sampling and stratification for national forest inventories to implement REDD+ under the UNFCCC. *Carbon Balance and Management, 5*(9), 1-14. doi: 10.1186/1750-0680-5-9.

Masera-Cerutti, O. R. (1996). *Deforestación y degradación forestal en México*. Recuperado de www.union.org.mx/guia/actividadesyagravios/deforestacionenmexico.htm

Méndez-López, B. y De Los Santos-Posadas, H. M. (2011). *Diagnóstico del potencial de reducción de emisiones de GEI derivadas de actividades REDD+ como un insumo a la elaboración de la estrategia nacional REDD+*. Montecillo, Edo. de México: Colegio de Postgraduados.

Morales-Barquero, L., Borrego, A., Skutsch, M., Kleinn, C. y Healey, J. R. (2015). Identification and quantification of drivers of forest degradation in tropical dry forests: a case study in Western Mexico. *Land Use Policy, 10*(49), 296-309. doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.07.006.

Morales-Barquero, L., Skutsch, M., Jardel-Peláez, E. J., Ghilardi, A., Kleinn, C. y Healey, J. R. (2014). Operationalizing the definition of forest degradation for REDD+, with application to Mexico. Forests, 5(14), 1653-1681. doi:10.3390/f5071653.

Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura [FAO] (2011). *Assessing forest degradation towards the development of globally applicable guidelines: Towards the development of globally applicable guidelines* (Assessment working paper 177). Roma, Italia: FAO.

Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos [OECD] (2008). *Handbook on constructing composite indicators: methodology and user guide*. París, Francia: OECD-JRC. Recuperado de www.oecd.org/std/42495745.pdf.

Penman, J., Gytarsky, M., Krug, T., Kruger, D., Pipatti, R., Buendia, L., Miwa, K.L., Ngara, T., Tanabe, K. y Wagner, F. (2003). *Definitions and methodological options to inventory emissions from direct human-induced degradation of forests and devegetation of other vegetation types*. Kanagawa, Japan: The Intergovernmental Panel on Climate Change.

Pérez-Benedito, M. A. (2013). Aplicación de los gráficos radiales en la gestión de los servicios públicos de transporte. *Revista de Auditoria Pública, 60*, 73-95. Recuperado de www.auditoriapublica.com/

Pla, L. (2006). Biodiversidad: Inferencia basada en el índice de Shannon y la riqueza. *Interciencia, 31*(8): 583-590.

Schoene, D., Killmann, W., von Lüpke, H. y Loyche-Wilkie, M. (2007). *Definitional issues related to reducing emissions from deforestation in developing countries* (FAO Forests and Climate Change Working Paper 5). Roma, Italia: FAO.

Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos (1985). *Inventarios Estatales Forestales en México*. México, D.F.: SARH.

Shimabukuro, Y. E., Beuchle, R., Grecchi, R. C., Achard, F., Miettinen, J., Simonetti, D., Velasco Gomez, M., Duarte, V., Arai, E., Anderson, L. O., Oliveira and Cruz de Aragão, L. E. (2015). Detection of forest degradation caused by fires in Amazonia from time series of MODIS fraction images. En João Pessoa (Ed.), *Anais XVII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR* (pp. 651-658). Brasil: INPE.

Simula, M. (2009). *Towards defining forest degradation: comparative analysis of existing definitions* (Forest Resources Assessment Working Paper 154). Roma, Italia: Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO).

Souza, C. M., Siqueira, J. V, Sales, M. H., Fonseca, A. V., Ribeiro, J. G., Numata, I., Cochrane, M. A., Barber, C. P., Roberts, D. A. y Barlow, J. (2013). Ten-year Landsat classification of deforestation and forest degradation in the Brazilian Amazon. *Remote Sensing, 5(11)*, 5493-5513. doi:10.3390/rs5115493.

Thompson, I. D., Guariguata, M. R., Okabe, K., Bahamondez, C., Nasi, R., Heymell, V., and Sabogal, C. (2013). An operational framework for defining and monitoring forest degradation. *Ecology and Society, 18*(2), 1-23. Recuperado de http://www.ecologyandsociety.org/vol18/iss2/art20/

TIOBE (2014). *Tiobe Index*. Recuperado de www.tiobe.com/index.php/content/paperinfo/tpci/index.html.

Torres-Rojo, J. M. (2004). *Estudio de tendencias y perspectivas del sector forestal en América Latina al año 2020* (Informe Nacional México). Roma, Italia: FAO. Recuperado de ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/009/j2215s/j2215s00.pdf

Velasco-Bautista, E. (2015). *Desarrollo de técnicas estadísticas para la evaluación y monitoreo de ecosistemas forestales en México*. Disertación doctoral no publicada, Colegio de Postgraduados, Montecillo, Edo. de México, México.

Velasco-Bautista, E., Ramírez M., H., Moreno S., F. y de la Rosa V., A. (2003). Estimadores de razón para el inventario nacional forestal de México. *Revista Ciencia Forestal en México, 28*(94), 23-43.

Zwillinger, D. y Kokoska, S. (2000). *CRC Standard probability and statistics tables and formulae*. Nueva York: Chapman & Hall.

Manuscrito recibido el 15 de enero de 2016.
Aceptado el 2 de mayo de 2017.

Este documento se debe citar como:
Leyva-Ovalle, A., Valdez-Lazalde, J. R., de los Santos-Posadas, H. M., Martínez-Trinidad, T., Herrera-Corredor, J. A., Lugo-Espinosa, O., y García-Nava, J. R. (2017). Monitoreo de la degradación forestal en México con base en el inventario nacional forestal y de suelos (Infys). *Madera y Bosques, 23*(2), 69-83. doi: 10.21829/myb.2017.2321431

doi:10.21829/myb.2017.2321122

Madera y **Bosques** vol. **23**, núm. **2: 85-98** Verano **2017**

Diversidad y estructura genética de *Quercus crassifolia* en sitios de manejo forestal y uso local en Sierra Juárez, Oaxaca

Diversity and genetic structure of *Quercus crassifolia* in managed forest and local use sites in Sierra Juárez, Oaxaca

Montserrat Gorgonio-Ramírez[1], Ricardo Clark Tapia[1], Jorge E. Campos[2], Alejandro Monsalvo Reyes[2] y Cecilia Alfonso Corrado[1*]

1 Universidad de la Sierra Juárez. Instituto de Estudios Ambientales. Ixtlán de Juárez, Oaxaca, México. montse_grmz@hotmail.com, rclark@unsij.edu.mx

2 Universidad Nacional Autónoma de México. Facultad de Estudios Superiores de Iztacala. Unidad de Biotecnología y Prototipos. Tlalnepantla, Estado de México, México. jecampos@me.com, reyesac2001@gmail.com

* Autor de correspondencia. liana@ unsij.edu.mx

Resumen

Los encinos desempeñan un importante papel ecológico, social y económico, no obstante, son escasos los estudios que evalúan el efecto de las actividades humanas sobre las poblaciones de especies del género *Quercus*. El objetivo de este trabajo fue evaluar la diversidad genética en poblaciones en sitios con aprovechamiento de leña para uso local y sitios de manejo forestal de *Quercus crassifolia* en Sierra Juárez, Oaxaca, para brindar información básica para la conservación y manejo de la especie. Se emplearon ocho microsatélites nucleares en 12 poblaciones (seis de aprovechamiento para uso local y seis sometidas a manejo forestal). Los resultados obtenidos indican que la especie presenta en promedio una moderada diversidad genética (H_e = 0.764 ± 0.014), sin diferencias significativa entre los sitios con uso local y manejo. Se encontró una baja diferenciación genética entre poblaciones (F_{ST} = 0.025 ± 0.047 y R_{ST} = 0.157 ± 0.135) debido a un flujo génico moderado (N_em = 6.7) que favorece la ausencia de *loci* bajo selección direccional. El aprovechamiento excesivo de individuos afecta la retención y regeneración de la especie, que a futuro puede incidir negativamente en la variación genética y en los procesos de diferenciación entre poblaciones. Este estudio aporta información esencial que será útil para la toma de decisiones en actividades de conservación y planes de manejo para *Q. crassifolia* en Sierra Juárez, Oaxaca.

Palabras clave: diversidad genética, manejo forestal, uso local, *Quercus*.

Abstract

Oaks play an important ecological, social and economic role; however, few studies evaluate the effect of human activities on population genetics of species in genus *Quercus*. The objective of this work was to evaluate the effect of forest management and local use on genetic diversity of *Quercus crassifolia*. Eight nuclear microsatellites were used for 12 populations, covering six forest sites that had been managed and six sites of local use. The results indicate that the species has an average moderate genetic diversity (H_e = 0.764 ± 0.014), without signifitive differences between, sites with local use and forest management. We found a low genetic structure among population (F_{ST} = 0.025 ± 0.047 y R_{ST} = 0.157 ± 0.135), due to a moderate gene flow (N_em = 6.7), which is responsible for the absence of *loci* under directional selection. The excessive extraction of individuals affects the population viability and regeneration of the species, which in the future may have a negative effect on the genetic diversity and the processes of genetic differentiation among populations. This study provides essential information that will be useful for decision-making in conservation activities and management plans for *Q. crassifolia* in Sierra Juárez, Oaxaca.

Keywords: genetic diversity, forest management, local use, *Quercus*.

Introducción

México es un país rico en especies del género *Quercus*, con aproximadamente 164 especies, de ellas 109 endémicas (Valencia-Avalos, 2004), distribuidas principalmente a lo largo de cadenas montañosas templadas y subhúmedas y son, junto con el género *Pinus*, los árboles dominantes del dosel en ecosistemas templados (Challenger, 1998). Por lo anterior, se reconoce su importancia en México como: 1) especies ejes, en la preservación de la biodiversidad asociada, 2) formadores de suelos forestales y reciclaje de nutrientes, 3) preservadores de mantos acuíferos *in situ* y a distancia y 4) reguladores del clima y captura de carbono (Challenger, 1998; Valencia-Ávalos, 2004).

Asimismo, algunas especies tienen importancia comercial en México por la serie de productos que se obtienen de ellos como son carbón, corcho, taninos, colorantes y ornamentales, para usarse como árboles de sombra, alimento de ganado y para la recreación de los humanos (Luna-José, Montalvo-Espinosa y Rendón-Aguilar, 2003). Sin embargo, a pesar de ser el segundo grupo forestal de México es un grupo relegado a un papel secundario por la industria forestal en comparación con las coníferas, usado principalmente para carbón y leña a nivel local (Flores-Velázquez, Fuentes-López, Quintanar-Olguín y Tamarit-Urías, 2011; Alfonso-Corrado *et al.*, 2014).

Por lo anterior, en planes de manejo forestal en México, el encino es extraído ocasionando un alto e inútil desperdicio de este valioso recurso y un deterioro ecológico (Murillo-García, 2009) y probablemente genético en sus poblaciones y de las especies asociadas a corto y largo plazo. Por ejemplo, en la Sierra Juárez, Oaxaca, la explotación forestal de los bosques se ha realizado por más de 60 años; en el período de 1956 a 1980 los bosques estuvieron concesionados a la compañía Fábricas de Papel Tuxtepec (FAPATUX), tiempo durante el cual se utilizó el Método Mexicano de Ordenación de Bosques Irregulares (MMOBI), que es de tipo selectivo, donde se aprovechaban los mejores árboles, provocando una disminución de los diámetros medios (Sastre-Merino, 2008).

Después de un arduo proceso legal y movimiento social, en 1981 las comunidades tomaron posesión de sus bosques y establecieron empresas comunales con la finalidad de aprovechar sus bosques mediante un plan de manejo forestal sostenible (Sánchez-García, 2011), al principio el método utilizado fue el MMOBI (Sastre-Medina, 2008) y, posteriormente, optaron por el Método de Desarrollo Silvícola (MDS) donde se utilizaba la regeneración de árboles padre, con cortas intermedias tales como cortas de liberación y aclareos (Sánchez-García, 2011).

A partir de 2003, el manejo silvícola consiste en realizar matarrasas con franjas alternas; en este tipo de tratamiento, cada franja es aprovechada mediante cortas totales de árboles dejando franjas de bosque conservado, en un ciclo rotativo de 40 años, lo que permite la dispersión y distribución de semillas y su posterior regeneración de forma natural (Svastre-Merino, 2008), brindando predominio a la incorporación y el reclutamiento de especies de pinos, eliminando los encinos en los aclareos o posteriormente en cortas (Murillo-García, 2009), causando un impacto desconocido en la mayoría de las poblaciones de especies de encinos de la región de Sierra Juárez, posiblemente en diversos aspectos críticos de su biología como la regeneración, dinámica poblacional y diversidad genética.

La diversidad genética en una especie de encino determina su viabilidad y potencial evolutivo, una baja diversidad hace que una especie sea susceptibles a factores bióticos como depredadores, parásitos y enfermedades y abióticos como el cambio climático (Wehenkel y Sáenz-Romero, 2012). Sin embargo, los estudios de diversidad genética en especies arbóreas son escasos en nuestro país; Wehenkel *et al.* (2016) indican que solamente se ha estudiado 1.2% de las especies de árboles (52 especies), de las cuales solo 15% corresponde a estudios realizados en encinos. La mayoría de los trabajos de genética de encinos se han enfocados principalmente a estudiar la filogenia (Cavender-Bares *et al.*, 2015) y a analizar la diversidad genética con fines de conservación (Alfonso-Corrado *et al.*, 2004; Pingarroni Martín del Campo, 2011; Alfonso-

Corrado *et al.*, 2014). Sin embargo, no existen trabajos que evalúen el efecto del manejo forestal y uso local en una especie de encino en México.

Objetivos

Evaluar la diversidad y estructura genética de *Quercus crassifolia* usando microsatélites nucleares en sitios con aprovechamiento de leña para uso local y en sitios bajo manejo forestal en Sierra Juárez, Oaxaca, que sirvan para proponer estrategias de conservación y manejo *in situ* para la especie.

Materiales y Métodos

Sitio de Estudio

Este estudio se realizó en los bosques templados de la Sierra Juárez, Oaxaca. Esta se localiza en las coordenadas 17° 19' de latitud Norte y 96° 29' de longitud Oeste, en la microcuenca Río Grande del Distrito de Ixtlán de Juárez (Fig. 1). El clima que predomina en la región de estudio es el templado subhúmedo (Cw); tiene una precipitación media anual de 1173 mm ± 139 mm y una temperatura media anual de 18.6 °C ± 0.4 °C. El relieve del

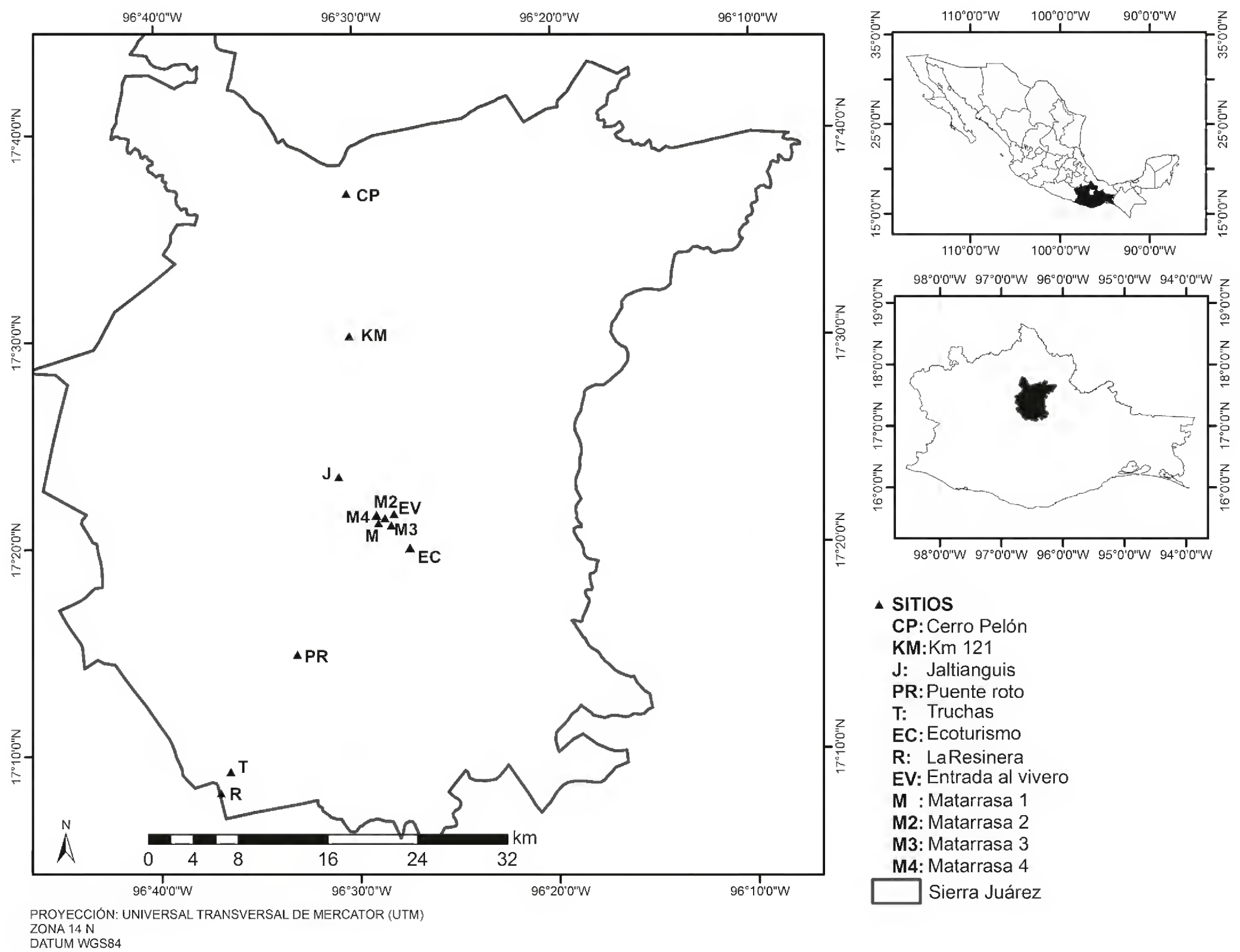


Figura 1. Sitios de estudio de *Quercus crassifolia* en Sierra Juárez, Oaxaca.

terreno es pronunciado y predominan pendientes de 12° a 30° (Sánchez-García, 2011).

Especie de estudio

Quercus crassifolia Humb. & Bonpl. es un árbol de 3 m hasta 15 m de altura, en algunas ocasiones hasta 30 m; tronco con un diámetro de hasta 1 m. Las hojas maduras tienen de 5 cm a 22 cm de largo por 2.5 cm a 14 cm de ancho. El fruto es anual o bianual, generalmente solitario o por pares. Su reproducción es sexual (plántulas), sin embargo cuando es cortado tiene la capacidad de rebrotar a partir de tocones (reproducción vegetativa). En México se distribuye en los estados de Chihuahua, Distrito Federal, Durango, Zacatecas, Chiapas, Guerrero, Hidalgo, Jalisco, Estado de México, Michoacán, Oaxaca, Aguascalientes, Puebla, Guanajuato, Querétaro, San Luis Potosí, Tlaxcala y Veracruz y llega hasta Guatemala (Mora-Jarvio, 2006).

Elección de sitios y recolecta de muestras

De enero a agosto de 2013 se recolectaron muestras (de 15 a 20 individuos por sitio) de tejido foliar fresco de 12 poblaciones de *Quercus crassifolia*. Seis poblaciones fueron localizadas en sitios con manejo forestal (práctica de raleo o aclareos continuos del encino): método de desarrollo silvícola, Ixtlán de Juárez (M); matarrasa 1, Ixtlán de Juárez (M1); matarrasa 2, Ixtlán de Juárez (M2); matarrasa 3, Ixtlán de Juárez (M3); Cerro Pelón, Santiago Comaltepec (CP) y Kilómetro 121, San Juan Atepec (KM). Además de seis sitios con aprovechamiento de uso local (corte de los árboles desde la base del tronco para leña o carbón): La Resinera, Santa Catarina Ixtepeji (R); El vivero, Ixtlán de Juárez (EV); Santa María Jaltianguis (J); Puente Roto, Santa Catarina Ixtepeji (PR); Truchas, Santa Catarina Ixtepeji (T) y Ecoturixtlán, Ixtlán de Juárez (EC) (Fig. 1). La distancia promedio de separación entre las poblaciones de aprovechamiento para uso local fue de 12.60 km y de 5.8 km para las poblaciones con manejo forestal.

Análisis genéticos

Se extrajo ADN de hojas jóvenes de 223 individuos siguiendo el protocolo DNeasy Plant Minikit QIAGEN. La calidad y la cantidad del ADN se visualizaron en geles de agarosa al 1.0 %. Se utilizaron para el análisis nueve microsatélites nucleares (neutrales) desarrollados por Aldrich, Micher, Sun y Romero-Severson, (2002) *quru*-GA-1F02, *quru*-GA-1F05, *quru*GA-1F07, *quru*-GA-0C11, *quru*-GA-0M04, *quru*-GA-0M05, *quru*-GA-0M07 y dos (*ssr*QpZAG110 y *ssr*QpZAG15) diseñados por Steinkellner *et al.* (1997) para *Q. petraea*.

La reacción de amplificación utilizada contiene un volumen de 25 µl de 1x buffer InvitrogenTM (200 mM Tris–HCl (pH=8,4) y 500 mM de KCl), 2 mM de $MgCl_2$ (InvitrogenTM), 12.8 µl de agua purificada (InvitrogenTM) 10 ng de ADN de cada muestra; 25 µM de cada dATP, dGTP, dCTP y dTTP de Pharmacia, 10 mM de Oligonucleótido (primer F), 10 mM de Oligonucleótido (primer R) (InvitrogenTM) y 1U de *Taq* DNA polimerasa (InvitrogenTM). La amplificación se realizó con el termociclador Mycycler Thermal Cycler–BIORAD (2012) y el programa de PCR consistió de una pre-naturalización a 94 °C durante tres minutos, seguida de 45 ciclos para la etapa de naturalización a 94 °C por 10 segundos. Se utilizó una temperatura (°C) variable y específica para cada microsatélite: 50 °C para *quru*-GA-1F02 y *ssr*QpZAG15; 53 °C para *quru*-GA-0C11, *quru*-GA-1F05 y *quru*-GA-0M05; 55 °C para *quru*-GA-0M07 y *quru*-GA-1F07 y 56 °C para *quru*-GA-0M04) durante 10 segundos (etapa de alineamiento), 72 °C por 10 segundos (etapa de extensión) por 30 ciclos y por último una extensión final a 72 °C por cinco minutos.

Los productos de PCR obtenidos se visualizaron en geles de agarosa a 1.2% a 110 volts durante 45 minutos y se tiñeron con bromuro de etidio, para luego visualizarlos con luz ultravioleta. Los productos amplificados se diluyeron con base en la relación de volumen a volumen (v/v), 1/10 v/v o 1/25 v/v según la calidad del producto de PCR, se mezcló 1 µl de la dilución del producto amplificado; 9.75 µl de HiDi Formamida y 0.25 µl ROX-500. Esta mezcla se analizó en un equipo 3100 Genetic Analyzer ABIPRISM de Applied Biosystem por el método de análisis de fragmentos.

Una vez obtenidos los electroferogramas, se identificó el tamaño de cada uno de los fragmentos mediante el

programa Genescan Analyzer 3.7 de Applied Biosystems. Posteriormente, se procedió a identificar los genotipos de cada uno de los individuos. Con los genotipos obtenidos se construyó una matriz de datos para el análisis estadístico. Los datos obtenidos fueron, en primer lugar, analizados con el programa MicroChecker v2.2.3 (van Oosterhout, Hutchinson, Willis y Shipley, 2004) con la finalidad de detectar alelos nulos. En este análisis se descartó el primer *ssr*QpZAG15, debido al que el porcentaje de alelos nulos fue mayor a 10%.

Análisis estadísticos de datos genéticos

Por medio del programa GenAlEx v. 6.501 (Peakall y Smouse, 2012) se determinó el número de alelos observados (A_o), exclusivos (privados) (A_e) por sitio y alelos totales de los sitios (A_t). Mediante una prueba de *chi*-cuadrada (χ^2) (Zar, 1984), se analizó si existían diferencias significativas entre alelos A_o y A_e.

Se obtuvieron los parámetros de diversidad genética: heterocigosis observada H_o, heterocigosis esperada (H_e) y heterocigosis de todos los sitios (H_t) (Hedrick, 2011) y, mediante la prueba de χ^2 (Zar, 1984), se verificó si la proporción de heterocigotos se encontraban en equilibrio de Hardy y Weinberg, por cada sitio y el total de muestreo analizado. Además, se analizó con una χ^2 (Zar, 1984) si existían diferencias significativas entre heterocigosis observada (H_o) y heterocigosis esperada (H_e) en sitios con uso local y sitios manejados. Posterior a esto, se utilizó el programa ARLEQUIN v.3.5.1 (Excoffier, Laval ySchneider, 2005), para verificar desequilibro de ligamiento entre *loci* utilizados.

La estructura genética se evaluó con los estadísticos *F* de Wright (1951), que incluyen el índice de fijación o endogamia de los individuos con respecto a la población total (F_{IT}), el índice de fijación o endogamia de los individuos dentro de cada una de las poblaciones (F_{IS}) y el índice de fijación o endogamia de los individuos que ocurre entre las poblaciones (F_{ST}), el cual es una medida de la diferenciación genética entre las poblaciones. Se estimó además, el índice R_{ST}, un cálculo de diferenciación complementario al índice F_{ST}, que supone un modelo de mutación por pasos (Slatkin, 1995) y que expresa con mayor precisión el patrón de mutación de los microsatélites (Ballaoux y Lugon-Moulin, 2002). Estos estadísticos y sus respectivas probabilidades se obtuvieron con el programa ARLEQUIN 3.5.1.2 (Excoffier *et al.*, 2005). Posterior al calculó de los índices F_{ST} y R_{ST}, se estimó el flujo génico, número de migrantes entre poblaciones con el estadístico $N_e m$ de acuerdo con Crow y Aoki (1984). Debido a la naturaleza neutral de los microsatélites también se estimó la representatividad de la diversidad genética de cada sitio de muestreo mediante la estimación del índice de diferenciación genética de Gregorius *Dj* (Gregorius, 1984) y el nivel medio de diferenciación entre los sitios de muestreo con el índice de diferenciación subpoblacional (δ) (Gregorius y Roberds, 1986), donde se utilizó el nivel de acervo genético (los elementos genéticos corresponden a todos los alelos) para caracterizar a cada sitio analizado. Para los análisis se utilizó el programa GSED versión 3.0 (Gillet, 2010).

Las diferencias de las frecuencias alélicas entre poblaciones se utilizaron para la detección de *loci* bajo selección natural usando el software BayeScan versión 2.1 (Foll y Gaggiotti, 2008). El método ejecutado por BayeScan utiliza un modelo de regresión logística de Dirichlet y aplica algoritmos de cadena de Markov de salto reversible Monte Carlo para producir distribuciones posteriores de los parámetros de interés y puede ser utilizado para escenarios que se desvían del modelo de islas. Este análisis se realizó en las 12 poblaciones y se basó en las diferentes probabilidades de información previa 1:10 del modelo neutral, que incluyó 20 pruebas piloto que consistieron de 5000 iteraciones de salida, un tamaño del intervalo de dilución de 10, 50000 quemaduras adicionales y un valor beta conocido (F_{IS}= 0.03) como sugiere el manual (Foll, 2012). Valores alfa positivos a una probabilidad de 0.95 permitieron distinguir *locus* específicos bajo selección direccional, mientras que los valores alfa negativos se utilizaron para inferir *locus* bajo selección balanceadora (Foll, 2012).

Finalmente, para la comprensión de las relaciones geográficas e interrelaciones genéticas entre los sitios con

manejo histórico y uso local, se aplicó un Análisis de Coordenadas Principales (PCoA por sus siglas en inglés), basado en la matriz de correlación resultante de las distancias genéticas de los individuos, con el programa GenAlex (Genetic Analysis in Excel) versión 6.2 (Peakall y Smouse, 2012). Además se aplicó un análisis multivariado entre frecuencia genotípica de cada población y variables abióticas (climáticas y fisiográficas) con la finalidad de encontrar correlación entre ambos tipos de variables. De cada sitio se obtuvieron cuatro variables fisiográficas: latitud (X), longitud (Y), altitud (ALT) y pendiente (%P), así como nueve variables climáticas obtenidas de la base de datos WorldClim (http://www.worldclim.org, Hijmans, Cameron, Parra, Jones y Jarvis, 2005), debido a que el municipio carece de datos climáticos: 1) temperatura máxima del cuartil frío (C1), 2) temperatura máxima promedio, 3) temperatura media anual (C3), 4) desviación estándar de la temperatura (C4), 5) temperatura mínima promedio (C5), 6) precipitación máxima promedio (C6), 7) precipitación mínima promedio (C7), precipitación máxima del cuartil de secas (C8) y altitud (C9). Para dicho análisis se usó el software XLSTAT versión 2014.3.02 (Fahmy, 2014).

Resultados

En ocho *loci* polimórficos se obtuvo un total de 211 alelos en los 12 sitios estudiados y un promedio total de 26.38 ± 5.68 alelos por *locus*. Además, se encontró un promedio total de 10.30 ± 0.30 de alelos observados y una baja frecuencia de alelos exclusivos (0.60 ± 0.36). No obstante, el número promedio de alelos observados (N_o) y promedio de alelos exclusivos (N_e) no mostraron diferencias significativas entre sitios de uso local y manejo forestal (Tabla 1).

Tabla 1. Diversidad genética de los sitios de aprovechamiento para uso local (US) y manejo forestal (MF) de *Quercus crassifolia* en Sierra Juárez, Oaxaca.

Sitio	N_o	N_e	H_o	H_e	*F*
Puente Roto (PR)	78	0.88	0.779 ± 0.244	0.768 ± 0.175	*ns*
Truchas (T)	103	1.5	0.773 ± 0.191	0.811 ± 0.115	*ns*
Jaltianguis (J)	82	0.75	0.729 ± 0.165	0.776 ± 0.106	*ns*
La Resinera (R)	71	0.25	0.592 ± 0.121	0.778 ± 0.135	*
El Vivero (EV)	80	0.63	0.756 ± 0.156	0.798 ± 0.098	*ns*
Ecoturixtlán (EC)	82	0.63	0.787 ± 0.124	0.751 ± 0.136	*ns*
Promedio US	**10.33 ± 1.34**	**0.81 ± 0.12**	**0.737 ± 0.107**	**0.780 ± 0.111**	***ns***
Cerro Pelón (CP)	82	0.50	0.719 ± 0.200	0.778 ± 0.138	*ns*
Km 121 (KM)	74	0.13	0.649 ± 0.264	0.716 ± 0.176	*ns*
MDS (M)	86	0.63	0.813 ± 0.131	0.809 ± 0.108	*ns*
Matarrasa 1 (M1)	83	0.50	0.660 ± 0.180	0.771 ± 0.167	*ns*
Matarrasa 2 (M2)	79	0.75	0.791 ± 0.121	0.752 ± 0.123	*ns*
Matarrasa 3 (M3)	89	0.38	0.690 ± 0.222	0.783 ± 0.161	*ns*
Promedio MF	**10.27 ± 0.66**	**0.48 ± 0.21**	**0.720 ± 0.164**	**0.768 ± 0.134**	***ns***
Total (H_T)	**10.30 ± 1.01**	**0.60 ± 0.36**	**0.728 ± 0.135**	**0.774 ± 0.121**	***ns***

No = número de alelos observados; *Ne* = número efectivo de alelos; *Np* = número de alelos exclusivos; H_o = Heterocigocidad observada; H_e = Heterocigocidad esperada y H_T = Heterocigocidad total. En paréntesis están las desviaciones estándares. EHW = Equilibrio de Hardy y Weinberg. El número de asteriscos indica desviación del equilibrio según su grado de signicancia.* $P \leq 0.05$; ** $P \leq 0.01$; *** $P \leq 0.001$.

La heterocigosis total para *Q. crassifolia* tuvo un valor de H_t = 0.774 ± 0.121. El promedio de heterocigosis observada (H_o = 0.737 ± 0.107) y heterocigosis esperada (H_e = 0.78 ± 0.111) para los sitios de extracción de uso local y los sitios de manejo forestal (H_o = 0.72 ± 0.164; H_e = 0.768 ± 0.134), fueron muy similares y no se encontraron diferencias significativas entre los sitios. El sitio M mostró la mayor diversidad genética (H_e = 0.81 ±0.108) en comparación con el sitio KM que obtuvo la menor diversidad genética (H_e = 0.72 ± 0.18) como sitios de manejo forestal. Asimismo, para los sitios de uso local, el sitio T fue el que mostró mayor diversidad genética (H_e = 0.81 ± 0.12) y el valor más bajo se encontró en el sitio EC (H_e = 0.75 ± 0.14). Por otra parte, no se encontró ligamiento entre *loci*; los sitios analizados de *Q. crassifolia* se encuentran en las proporciones esperadas si los apareamientos son al azar, es decir en equilibrio de Hardy-Weinberg, con excepción de La Resinera (Tabla 1). De manera similar, el estadístico F_{IS} se encontró en equilibrio de Hardy-Weinberg, ya que el valor promedio obtenido en los sitios de uso local, de manejo forestal y total de las poblaciones fue positivo y cercano a cero (0.196, 0.18 y 0.077, respectivamente).

Con base en los índices de diferenciación genética (F_{ST} y R_{ST}) entre las poblaciones, se encontró que menos de 16% de la diversidad genética de la especie, está distribuida entre las poblaciones. Todos los sitios analizados de *Q. crassifolia* presentaron en promedio bajos índices de diferenciación, es decir, los sitios con aprovechamiento para uso local (F_{ST} = 0.030 ± 0.008 y R_{ST} = 0.055 ± 0.044), con manejo forestal (F_{ST} = 0.019 ± 0.007 y R_{ST} = 0.158 ± 0.135) y el promedio total de todos los sitios (F_{ST} = 0.025 ± 0.047 y R_{ST} = 0.157 ± 0.135). Por otra parte, la diferencia entre la composición genética y el complemento de cada sitio examinado mostró que los niveles de diferenciación genética reflejados por los valores de D_j y de δ fue mayor a nivel de sitios de manejo forestal (Fig. 2). En este análisis se encontró que las poblaciones R y M fueron las que presentaron la mayor diferenciación genética a nivel de uso local y manejo forestal y, de manera general, fueron las poblaciones ubicadas en los extremos sur (R) y norte (CP) las que mostraron la mayor diferenciación con el resto de los sitios analizados (Fig. 2). El valor de diferenciación (δ) promedio para los sitios de uso local, manejo forestal y promedio total fue de 0.329, 0.363 y 0.354, respectivamente, lo que significa que los sitios analizados comparten, debido al flujo génico, más de 60% de sus variantes alélicas.

El flujo génico ($N_e m$) obtenido con el índice de diferenciación F_{ST} entre las poblaciones de manejo forestal

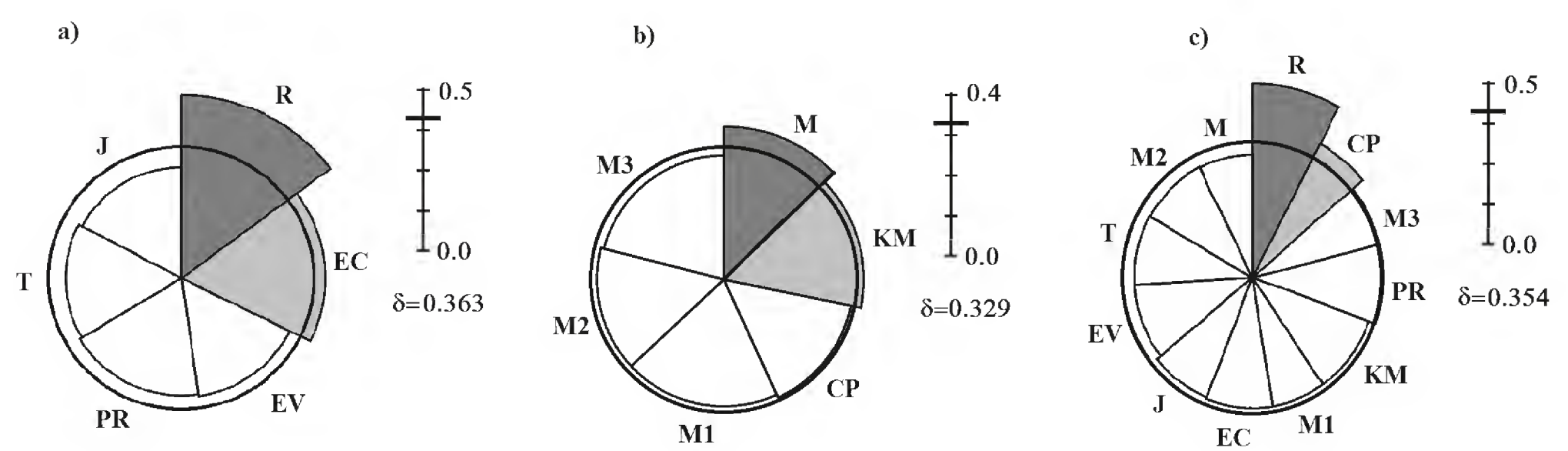


Figura 2. Representación de diferenciación genética a nivel de acervo génico (*Dj* y δ) en los sitios bajo aprovechamiento de uso local: (a), manejo forestal (b) y total (c).

El radio de cada porción es proporcional a los niveles de diferenciación de los sitios analizados (*Dj*). El radio del círculo es proporcional al promedio de diferenciación δ. Porciones con diferente color representan la contribución del sitio a la diferenciación total. Ver la figura 1 para la descripción de los sitios.

($N_e m$ = 9.2) resultó ser más elevado que para las poblaciones sometidas a uso local ($N_e m$ = 5.4) y al promedio obtenido de las 12 poblaciones (N_em = 6.7). No obstante, el número de migrantes por generación ($N_e m$) proveniente del índice R_{ST} fue similar entre los sitios y población total (1.918, 1.910 y 1.917, respectivamente).

El análisis de coordenadas principales (PCoA) expresó 80% de la varianza acumulada, donde el primer componente explicó 35.67% de la variación total, en tanto que el segundo y tercer componente explicaron 23.94% y 19.95%, respectivamente. Este análisis mostró tendencias de agrupar individuos del mismo sitio de muestreo y un agrupamiento predominante de los individuos procedentes de poblaciones bajo manejo forestal en los cuadrantes superior e inferior izquierdo (Fig. 3). Los individuos de poblaciones bajo aprovechamiento de uso local se ubicaron en todos los ejes, con excepción de EC y R que predominaron en el cuadrante inferior izquierdo y derecho, respectivamente.

Las diferencias de las frecuencias alélicas entre poblaciones a través del método bayesiano mostró únicamente la presencia de un *locus* 8 (*ssr*QpZAG15, 13%) bajo selección direccional o selección natural purificadora con una significancia inferior a 95% (α = 0.006, p > 0.066) y un valor promedio de F_{ST} = 0.07. Finalmente, el análisis de correspondencia canónica (ACC) realizado con los genotipos de los individuos de cada sitio indicó que la mayor parte del peso se da en el primer eje (54.6%) y en conjunto con el segundo eje se tiene 74.3% de la inercia. Estos valores indican que el análisis dimensional es un buen predictor de las relaciones entre condiciones ambientales, alelos y sitios. El ACC indicó que los alelos encontrados en *locus* específicos muestran asociaciones positivas y negativas significativas con variables climáticas y con la altitud (Fig. 4). Por ejemplo, temperatura máxima promedio (C3) y la precipitación mínima (C7) influyen de manera significativa en la presencia de alelos del *locus* SS110 de los sitios La Resinera y Ecoturixtlán.

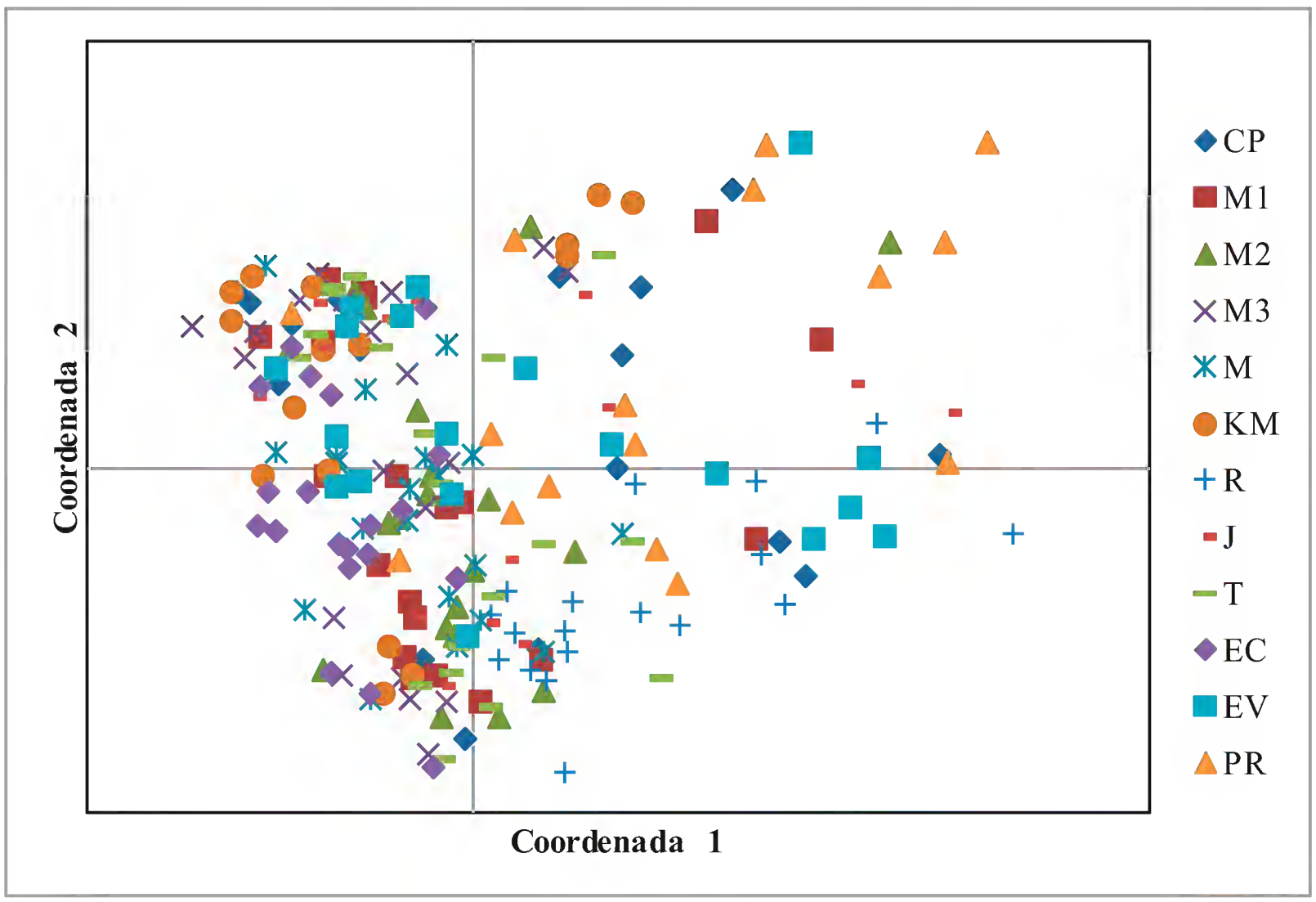


FIGURA 3. Análisis de coordenadas principales utilizando las distancias genéticas de los individuos de *Quercus crassifolia*.

Ver la figura 1 para la descripción de los sitios.

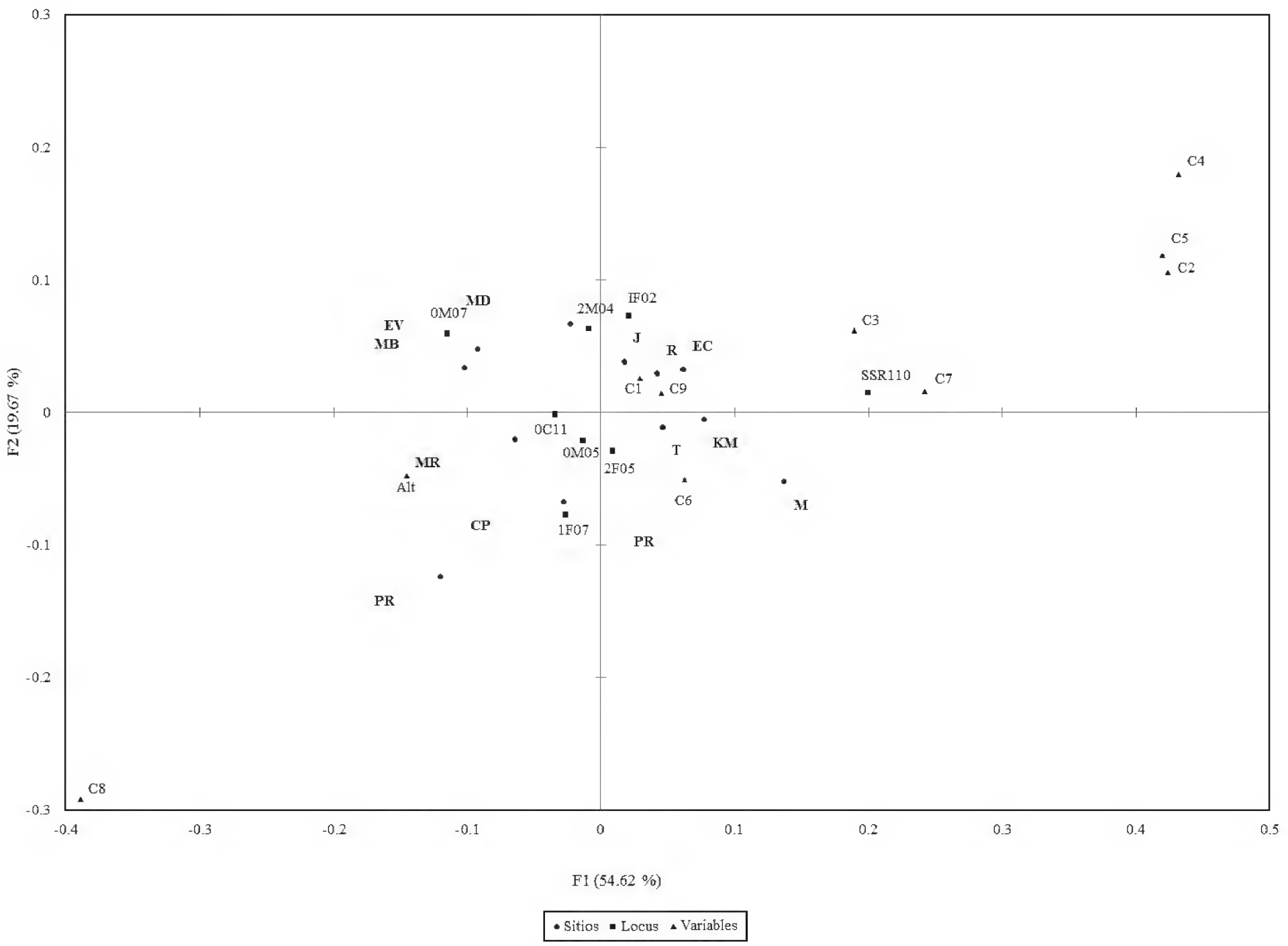


FIGURA 4. Análisis de correspondencia canónica para *Quercus crassifolia* en la Sierra Juárez y su asociación con variables ambientales sobre la presencia/ausencia de alelos por sitios.

La distancia al centro de la variable describe la importancia relativa de cada variable analizada y el punto de ubicación indica la correlación entre variable. Ver figura 1 para la descripción de los sitios.

DISCUSIÓN

La diversidad alélica total observada a través de los marcadores utilizados en general en las poblaciones de *Q. crassifolia* fue alta comparada con estudios de encinos que han estado sujetos a manejo forestal como *Q. petraea* (N_o = 54; H_e = 0.86) (Dostálek, Frantik y Lukásová, 2011), o especies bajo manejo silvicultural actual, como *Q. rubra* en zonas manejadas (N_o = 31; H_e = 0.797) y no manejadas (N_o = 29; H_e = 0.75) de Estados Unidos (Lien-Riehl y Galling, 2014). Los resultados encontrados en poblaciones de sitios manejadas de *Q. crassifolia* y con uso local, fueron altos; sin embargo, se debe considerar estos valores con precaución pues no existe un marco de comparación amplio de este tipo de estudios.

Los resultados encontrados mostraron que el impacto en la diversidad genética de la especie en Sierra Juárez durante la segunda mitad del siglo XX y los primeros años del siglo XXI, debido a las actividades forestales no declinó a grado de la diversidad genética a *Q. crassifolia* a pesar de la constante extracción en las parcelas donde se maneja el pino y su uso para carbón y leña local. En este contexto, los disturbios antrópicos de los últimos 60 años no han sido suficientes para mermar la diversidad genética de esta especie, que ha logrado mantener niveles modera-

dos a altos de diversidad genética en sus poblaciones. Esto concuerda con lo que sugieren Dvorak *et al.* (2009) y Alfonso-Corrado *et al.* (2014) respecto a que la degradación genética ocurre a lo largo de varias décadas, a diferencia de la degradación ecológica, que es inmediata ante la extracción de individuos y /o fragmentación del hábitat.

Por lo anterior, la resiliencia y el mantenimiento de la diversidad genética a través del tiempo tanto en sitios sometidos a manejo forestal como en sitios con uso local de este encino, puede ser explicada en parte por la historia de vida común al género. Entre las características que podrían amortiguar la pérdida de diversidad genética están: 1) vida muy larga (Alfonso-Corrado, Clark-Tapia y Mendoza, 2007), 2) abundancia de individuos en las poblaciones, 3) sistema de polinización por viento y autoincompatibilidad en el sistema reproductor (Fernández-M. y Sork, 2007) y 4) regeneración vía sexual y propagación vegetativa (Alfonso-Corrado *et al.*, 2004; Fernández-M y Sork, 2007). La propagación sexual ha permitido que la especie colonice claros, en la región aportando nuevos reclutas y diversidad genética a las poblaciones (vía semilla), mientras que la propagación vegetativa ha permitido que, al ser aprovechados los individuos adultos, rebroten y con esto, el genotipo puede ser retenido en la población. Esta situación es frecuente en sitios con aprovechamiento local, donde los individuos son retenidos y se permite su rebrote para futuro aprovechamiento, sin embargo en sitios con manejo forestal no todos los individuos son retenidos, ya que se prioriza a las especies comerciales del género *Pinus* con prácticas de raleo o aclareo continuo de encino y donde solamente los individuos con mayor capacidad de rebrote persisten. Ambas estrategias pueden tener implicaciones genéticas a futuro.

Un efecto negativo de estas prácticas puede expresarse en el número de alelos, debido a que poblaciones sujetas a procesos de extracción de individuos sufren una disminución en la cantidad de alelos (Alfonso-Corrado *et al.*, 2014). De manera natural, en poblaciones de reciente colonización, se espera que el número de alelos disminuya debido a un efecto fundador, cuello de botella o deriva génica posterior a la colonización (Charlesworth *et al.*, 1997). A pesar que las poblaciones analizadas de *Q. crassifolia* no muestran en las frecuencias alélicas evidencia de deriva génica, La Resinera (72) y KM121 (74) serían consideradas poblaciones de reciente colonización al mostrar menor cantidad de alelos (Rosas-Osorio *et al.*, 2010). Ambas poblaciones tienen una larga historia de aprovechamiento, ya sea por uso local o manejo forestal, donde solamente los individuos con mayor capacidad de rebrote regeneran sus poblaciones. En este estudio se sugiere que el efecto fundador o cuello de botella inducido por el aprovechamiento puede ser responsable de la menor variación genética en estas poblaciones. Aun cuando, Zheng *et al.* (2005) sugieren que en poblaciones sometidas a una extracción constante de individuos se genera una leve pérdida alélica en las poblaciones de *Quercus tiaoloshanica*, es necesario continuar investigando los efectos de la capacidad de permanencia de los genotipos vía rebrote, así como el efecto continúo de la corta de los individuos en su reproducción sexual.

Un segundo efecto derivado del aprovechamiento puede presentarse en la diferenciación genética entre poblaciones. No obstante que las poblaciones de *Q. crassifolia* muestran un moderado flujo génico y baja diferenciación genética, además de una ausencia de deficiencia de homocigotos y de endogamia, efecto de diversos factores entre los que se destacan: 1) un tamaño efectivo grande de la población (Craft y Ashley, 2007), 2) un sistema de entrecruzamiento autoincompatible (Grivet, Sork, Wesfal y Davis, 2008), 3) flujo de genes entre las poblaciones debido a la polinización por viento en el género *Quercus* (Lien-Riehl y Galling, 2014) y 4) que las poblaciones están cercanas entre si geográficamente. Los resultados indican que las poblaciones manejadas muestran una tendencia a agruparse y la población R, bajo uso local histórico, mostró una tendencia a diferenciarse. Las barreras geográficas son comunes en la región, sin embargo la distancia geográfica es muy corta entre poblaciones para evitar el flujo génico. Se sugiere que el aprovechamiento, aclareo o extracción de individuos de manera continua, además de favorecer a individuos con capacidad de rebrote, impiden que los árboles alcancen una edad reproductiva y no pre-

senten intercambio genético alto vía polen. Independientemente de la incertidumbre que aún queda de los valores de diversidad y diferenciación obtenidos en este estudio, estos constituyen un acercamiento a la genética de la especie. Futuros estudios que involucren la modelación del movimiento del polen por viento y barreras geográficas, como el modelo desarrollado por Grivet *et al.* (2008) o análisis de estructura por métodos de asignación bayesianos para observar la distribución de los grupos genéticos a través del tiempo (Foll *et al.*, 2008) podrían brindar un escenario de los procesos evolutivos vinculados con el aprovechamiento en esta región.

Por otra parte, diversos estudios en encinos asocian la existencias de genotipos adaptados localmente a variables climáticas, topográficas y/o edáficas (Rubio de Casas *et al.*, 2009; Sork *et al.*, 2010). A pesar de que los marcadores neutrales - como los microsatélites - no pueden utilizarse para analizar las interacciones entre factores ambientales y genéticos que determinan la adaptación, la acumulación de pequeños efectos a través de *loci* ligados puede ser detectada en el genotipo total, debido a la selección, el flujo génico o la deriva génica. Lo anterior permite estimar las diferencias genéticas entre poblaciones asociadas a efectos climáticos (Sork *et al.*, 2010). En este estudio, no se encontró evidencia de genotipos adaptados a nivel local, sin embargo a nivel regional los resultados sugieren la presencia de alelos encontrados en *locus* específicos asociados a variables climáticas (temperatura y precipitación) y de altitud. Esto concuerda con lo registrado por Rubio de Casas *et al.* (2009), para *Q. coccifera* L., quienes encontraron fenotipos y genotipos adaptados a diversos tipos de suelo y factores climáticos a lo largo de toda su superficie de distribución en España. El mismo fenómeno fue encontrado por Sork *et al.* (2010) para variables climáticas en *Q. lobata*. En el presente estudio, la presencia de genotipos regionales puede estar asociada al moderado flujo génico encontrado a nivel regional y a la ausencia significativa de selección direccional. Autores como Alfonso-Corrado *et al.* (2004) y Foll *et al.* (2008) sugieren que uno o pocos migrantes aportan el nivel suficiente de diversidad genética, lo cual puede originar una baja diferenciación genética entre poblaciones y la ausencia de *locus* bajo selección direccional. Este análisis preliminar, abre las puertas a nuevas interrogantes, particularmente la asociación de genes relacionados con funciones biológicas importantes ante el cambio climático (*e.g.* Seifert, Vornam y Finkeldey, 2012), esenciales para analizar y localizar genes que están bajo selección y que conducen a la adaptación de genotipos locales no solo ante el cambio climático, sino también a factores bióticos.

Conclusiones

Los resultados de este estudio muestran que las poblaciones de *Q. crassifolia* de uso local y forestal son genéticamente viables y que no se encuentran amenazadas en el presente, por lo menos desde una perspectiva genética. Se sugiere que las poblaciones presentan una resiliencia genética moderada como consecuencia de las estrategias de historia de vida, principalmente en los procesos de regeneración de la especie (plántulas y vía rebrote). A pesar de esto, en la población la Resinera se puede observar un efecto a nivel genético con respecto al resto de los sitios analizados (e.g. menor variación genética, pérdida de alelos, y mayor diferenciación), así como un agrupamiento genético entre poblaciones manejadas, que puede incrementarse si se continúan las prácticas de aprovechamiento como se realizan en la actualidad. Por lo anterior, a partir de este estudio, se sugiere que en las prácticas de corta y aclareos de encino, se retengan individuos de diámetros grandes y medianos, con el fin de tener diferentes cohortes procedentes de distintos individuos y con ello fomentar la reproducción vía sexual que enriquecerá la diversidad genética e intercambio genético entre las poblaciones. En áreas de manejo forestal se recomienda, además, disminuir el tamaño de las matarrasas o, en su caso, dejar franjas intermedias de vegetación que retengan otras especies, entre ellas encinos, que impulsen un manejo forestal sustentable con la biodiversidad.

Reconocimientos

Al Conacyt por el financiamiento a través del fondo-SEP-Conacyt proyecto número 180790, como a las autorida-

des de Ixtlán de Juárez y Santiago Comaltepec por la ayuda brindada para el trabajo de campo. Finalmente, se agradece a la Dra. Susana Valencia Ávalos por la identificación de la especie.

Referencias

Aldrich, R. P., Micher, C. H., Sun, W. y Romero-Severson, T. (2002). Microsatellite marker for northern red oak (Fagaceae: *Quercus rubra*). *Molecular Ecology Notes*, *2*(4), 472-474. doi: 10.1046/j.1471-8286.2002.00282.x

Alfonso-Corrado, C., Clark-Tapia, R. y Mendoza, A. (2007). Demography and management of two clonal oaks: *Quercus eduardii* and *Q. potosina* (Fagaceae) in Central Mexico. *Forest Ecology and Management*, *251*(3), 129-141. doi: 10.1016/j.foreco.2006.4.004

Alfonso-Corrado, C., Clark-Tapia, R., Monsalvo-Reyes, A., Rosas-Osorio, C., González-Adame, G., Naranjo-Luna, F., Venegas-Barrera, C. S. y Campos, J. E. (2014). Ecological-genetic studies and conservation of endemic *Quercus sideroxyla* (Trel.) in central Mexico. *Natural Resources*, *5*(9), 442-453. doi:10.4236/nr.2014.5904

Alfonso-Corrado, C., Esteban-Jiménez, R., Clark-Tapia, R., Piñero, D., Campos, J. E. y Mendoza. A. (2004). Clonal and genetic structure of two Mexican oaks: *Quercus. eduardii* and *Q. potosina* (Fagaceae). *Evolutionary Ecology*, *18*(5), 585-599. doi: 10.1007/s10682-004-5145-5

Balloux, F. y Lugon-Moulin, N. (2002). The estimation of population differentiation with microsatellite markers. *Molecular Ecology*, *11*(2), 155-165. doi: 10.1046/j.0962-1083.2001.01436x

Cavenders-Bares, J., González-Rodríguez, A., Deaton, D. A. R., Hipp, A. A. L., Beulke, A. y Manos, P. S. (2015). Phylogeny and biogeography of the American live oaks (*Quercus* subsection *Virentes*): a genomic and population genetic approach. *Molecular Ecology*, *24*(14), 3668-3687. doi:10.1111/mec.13269

Challenger, A. (1998). *Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México. Pasado, presente y futuro.* (1a ed.). México, D.F.: CONABIO-UNAM-SIERRA MADRE.

Charlesworth, B., Nordborg, M. y Charlesworth, D. (1997). The effects of local selection, balanced polymorphism and background selection on equilibrium patters of genetic diversity on subdivided population. *Genetic Research Cambridge*, *70* (2), 155-174.

Craft, K. J. y Ashley, M. V. (2007). Landscape genetic structure of Bur Oak (*Quercus macrocarpa*) Savannas in Illinois. *Forest Ecology and Management*, *239*(1-3), 13-20. doi: 10.1016/jforeco.2006.11.005

Crow, J. F. y Aoki, K. (1984). Group Selection for a Polygenic Behavioural Trait: estimating the Degree of Population Subdivision. *Proceeding of National Academic of Science USA*, *81*(19), 6073-6077.

Dostálek, J. Frantik, T. y Lukásová, M. (2011). Genetic differences within natural and planted stands of *Quercus petraea*. *Central European Journal of Biology*, *6*(4), 597-605. doi:10.24.78/s11535-011-0034-8

Dvorak, W. S., Potter, K. M., Hipkins, V. D. y Hodge, G. R. (2009). Genetic diversity and gene exchange in *Pinus oocarpa*, a Mesoamerican pine with resistance to Pitch canker fungus (*Fusarium circinatum*). *International Journal of Plant Sciences*, *170*(5), 609-626. doi: 10.10.86/597780

Excoffier, L., Laval, G. y Schneider, S. (2005). Arlequin version. 3.5.1: An integrated software package for population genetics data analysis. *Evolutionary Bioinformatics Online*, *1*, 47-50.

Fahmy, T. (2014). XLSTAT (versión 3.02) [Software de cómputo]. EUA: Addinsoft.

Fernández-M., F. y Sork, V. (2007). Genetic variation in fragmented forest stands of the Andean Oak *Quercus humboldtii* Bonpl. (Fagaceae). *Biotropica*, *39*(1), 72-78. doi:10.1111/j1744-7429.2006.00217.x

Flores-Velázquez, R., Fuentes-López, M. E., Quintanar-Olguín, J. y Tamarit-Urías. J. C. (2011). Maquinado de cuatro especies maderables de encino de la Sierra Juárez, Oaxaca. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, *16*(4), 22-33.

Foll, M., Baumont, M. A. y Gaggiotti, O. (2008). An approximate Bayesian computation approach to overcome biases that arise when using amplified fragment length polymor-

phism markers to study population structure. *Genetics*, *179*(6), 927-939. doi: 10.1534/genetics.107.084541

Foll, M. (2012). BayeScan v2.0 User Manual. http//. www. http://cmpg.unibe.ch/software/BayeScan/files/BayeScan2.0_manual.pdf

Gregorius, H. R. (1984). A unique genetic distance. *Biometrical Journal*, *26*(1), 13-18. doi: 10.1002/bimj.4710260103

Gregorius, H. R. y Roberds, J. H. (1986). Measurement of genetically differentiation among subpopulations. *Theoretical and Applied Genetics*, *71*(6), 826-834. doi:10.1007/BF00276425

Grivet, D., Sork, V. L., Westfal, R. D. y Davis, F. W. (2008). Conserving the evolutionary potential of California Valley Oak (*Quercus lobata* Neé): a multivariate genetic approach to conservation planning. *Molecular Ecology*, *17*(1), 139-156. doi:10.1111. /j1365-294x.2007. 03498.x

Gillet, E. M. (2010). GSED version 3.0 Genetic structure from electrophoresis data. User´s Manual. http:// www.uni-goettingen.de/de/95607.htlm

Hedrick, P. W. (2011). *Genetics of Populations*. (4a ed.). Massachusetts: Jones y Bartlett Publisher.

Hijmans, R. J., Cameron, S. E., Parra, J. L., Jones, P. E. y Jarvis, A. (2005). Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, *25*(15), 1965-1978. doi: 10.1002/joc.1276

Lind-Riehl, L. y Gailing, O. (2014). Fine-scale spatial genetic structure of two red oak species, *Quercus rubra* and *Quercus ellipsoidalis*. *Plant Systematics and Evolution*, *3*(6), 1-12. doi: 10.1007/s00606-014-1173-y

Luna-José, A., Montalvo-Espinosa, L. y Rendón-Aguilar, B. (2003). Los usos no leñosos de los encinos de México. *Revista de la Sociedad Botánica de México*, 72, 107-117.

Mora-Jarvio, M. A. (2006). *Patrones morfológicos foliares de Quercus crassifolia (Fagaceae) a través de México*. Tesis de licenciatura no publicada. Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, D.F., México.

Murillo-García, A. (2009). *El Manejo Forestal y sus implicaciones en la cubierta vegetal y en la estructura demográfica de especies comerciales: reserva de la biosfera de la mariposa monarca*. Tesis de licenciatura no publicada. Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, D.F., México.

Peakall, R. y Smouse, P. E. (2012). GenAlEx 6.5: Genetic analysis in Excel. Population genetic software for teaching and research-an update. *Bioinformatics*, *28*(1), 2537-2539. doi: 10.1111/j.1471-8286.2005. 01155.x

Pingarroni Martín del Campo, A. A. (2011). *Variabilidad y estructura genética poblacional de Quercus mulleri (Fagaceae) encino endémico de la Sierra Sur*. Tesis de Licenciatura no publicada. Universidad Nacional Autónoma de México, Tlaneplantla, Estado de México, México.

Rosas-Osorio, J. C., Alfonso-Corrado, C., Monsalvo-Reyes, A., Clark-Tapia, R., Lira-Saade, R. y Campos, E. L. (2010). The genetic variability of *Quercus grisea* Liebm. In the Sierra Fría of Aguascalientes, México. *International Oak Journal*, *21*, 64-72.

Rubio de Casas, R., Vargas, P., Pérez-Corona, E., Cano E., Manrique, E., García-Verdugo, C. y Balaguer, L. (2009). Variation in sclerophylly among Iberian populations of *Quercus coccifera* L. is associated with genetic differentiation across contrasting environments. *Plant Biology*, *11*(3) 464-472. doi: 10.1111/j1438.8677.2008.00128x

Sánchez-García, G. (2011). *Efecto del manejo forestal en la estructura y variación genética de Pinus patula Schiede ex Schldl. & Cham., en la Sierra Juárez, Oaxaca*. Tesis de Licenciatura no publicada. Universidad de la Sierra Juárez, Ixtlán de Juárez, Oaxaca, México.

Sastre-Merino, S. (2008). *Análisis de la gestión forestal comunitaria y sus implicaciones comunitarias y sus implicaciones sociales en Ixtlán de Juárez, Oaxaca (México)*. Tesis de Licenciatura no publicada. Universidad Politécnica de Madrid, Madrid, España.

Seifert, S., Vornam, B. y Finkeldey, R. (2012). DNA sequence variation and development of SNP markers in beech (*Fagus sylvatica* L.). *European Journal of Forest Research*, *131* (6), 1761–1770. doi:10.1007/s10342.012.0630.19

Sork, V., Davis L. F. W., Westfall, R., Flint, A., Ikegami, M., Wang, H. y Grivet, D. (2010). Gene movement and genetic association with regional climate gradients in California Valley Oak (*Quercus lobata* Née) in the face of climate

change. *Molecular Ecology*, *19* (17), 3806-3823. doi: 10.111/j1365-294x.2010.04726.x

Slatkin, M. (1995). A measure of population subdivision based on microsatellite allele frequencies. *Genetics*, *139*(1), 457-462.

Steinkellner, H., Fluch, S., Turetschek, E., Lexer, C., Steriff, R., Kremer, A., Burg, K. y Glössl, J. (1997). Identification and characterization of $(GA/CT)_n$ microsatellite *loci* from *Quercus petraea*. *Plant Molecular Biology*, *33*(6), 1093-1096. doi: 10.1023/A:1005736722794

Valencia-Ávalos, S. (2004). Diversidad del género *Quercus* (Fagaceae) en México. *Revista de la Sociedad Botánica de México*, *75*, 33-53.

Van Oosterhout, C., Hutchinson, W. F, Wills, D. P. M. y Shipley, P. (2004). MICROI-CHECKER: software for identifying and correcting genotyping errors in microsatellite data. *Molecular Ecology*, *4*(3), 535-538. doi:10.1111/j1471-8286.2004.00684.x

Zar, J. H. (1984). *Biostatistical Analysis*.(2a ed.). Estados Unidos: Prentice Hall.

Zheng, J. Z., Shu-Qing, A. N., Chen, L., Leng, X., Zhong-Sheng, W. y Xiang, H. (2005). Effects of logging on the genetic diversity of *Quercus tiaoloshanica* Chun et Ko in a tropical montane forest of Hainan Island, Southern China. *Journal of Integrative Plant Biology, 47*(10), 1184-1192. doi: 10.1111/j1744-7909.2005.00143x

Wehenkel, C. y Saenz-Romero, C. (2012). Estimating genetic erosion using the example of *Picea chihuahuana* Martínez. *Tree Genetics & Genomes*, *8*(5), 1085-1094. doi: 10.007/s11295-012-0488-5

Wehenkel, C., Mariscal-Lucero, S. R., Jaramillo-Correa, J. P., López-Sánchez, C. A., Vargas-Hernández, J. J. y Sáenz-Romero, C. (2016). Genetic diversity and conservation of Mexican forest trees. En: Springer International Publishing. *Biodiversity and Conservation of Woody Plants*. En prensa.

Wright, S. (1951). The Genetical Structure of Populations. *Annals Eugenesic*, *15*, 323-354.

Manuscrito recibido el 14 de julio de 2016.
Aceptado el 9 de marzo de 2017.

Este documento se debe citar como:
Gorgonio-Ramírez, M., Clark Tapia, R., Campos, J.E., Monsalvo Reyes, A. y Alfonso Corrado, C. (2017). Diversidad y estructura genética de *Quercus crassifolia* en sitios de manejo forestal y uso local en Sierra Juárez, Oaxaca. *Madera y Bosques, 23*(2), 85-98. doi: 10.21829/myb.2017.2321122

doi:10.21829/myb.2017.2321429

Madera y **Bosques** vol. **23**, núm. **2: 99-117** Verano **2017**

Dinámica de fragmentación en la Sierra Madre Oriental y su impacto sobre la distribución potencial de la avifauna

Fragmentation dynamics in the Sierra Madre Oriental and its impact on the distribution of birds

Jaime Castro-Navarro[1], Francisco Javier Sahagún-Sánchez[2*] y Humberto Reyes-Hernández[3]

1 Universidad Nacional Autónoma de México. Facultad de Ciencias. Museo de Zoología "Alfonso L. Herrera". Ciudad de México, México. jaimecastronavarro@gmail.com

2 Universidad de Guadalajara, Centro Universitario de Ciencias Económico Administrativas. Departamento de Políticas Públicas. Zapopan, Jalisco, México. javosahagun@gmail.com

3 Universidad Autónoma de San Luis Potosí. Facultad de Ciencias Sociales y Humanidades. San Luis Potosí, SLP, México. hreyes@uaslp.mx

* Autor de correspondencia. javosahagun@gmail.com

Resumen

La fragmentación y los cambios en el uso de suelo constituyen factores clave a nivel global para la pérdida de la biodiversidad. En este estudio, se analizó la dinámica de fragmentación en las coberturas vegetales y usos de suelo en la región de la Sierra Madre Oriental del estado de San Luis Potosí, México, para evaluar su impacto sobre las áreas de distribución potencial de la avifauna y las regiones prioritarias para la conservación. Se realizó trabajo de campo y se colectó información sobre la distribución de las aves, a partir de la cual se elaboraron modelos de distribución potencial de especies con el programa MaxEnt. La información fue comparada con los datos del análisis de fragmentación obtenidos, a partir de lo cual se determinó que, las coberturas de vegetación natural son proclives a la fragmentación, mientras que las coberturas asociadas a las actividades humanas tienden a conectarse e incrementar su superficie. La zona centro y suroeste de la región tiene la mayor tendencia a la fragmentación de la cobertura vegetal, dando lugar a una alta heterogeneidad en el paisaje. Lo anterior afecta las áreas de distribución de 34% de las especies modeladas debido a la pérdida de conectividad entre hábitats y al aumento del efecto de borde. Los resultados confirman la importancia de la región como un centro de alta diversidad avifaunística y evidencia la necesidad de establecer acciones de conservación a corto plazo para mantener las áreas de distribución de importancia para las aves en la zona.

Palabras clave: áreas de importancia para la conservación de las aves, conservación, diversidad, MaxEnt, México, región prioritaria.

Abstract

Fragmentation and land use cover change are key factors for global biodiversity loss. In this work, we analyzed the processes of fragmentation in land use cover in the region of the Sierra Madre Oriental in San Luis Potosi, Mexico, to assess the impact on the distribution of birds and important areas for conservation. Fieldwork was conducted and distribution records of birds were collected, from which species distribution models with MaxEnt were developed. This information was compared with fragmentation data obtained from landscape metrics. The results indicate that natural land cover is prone to fragmentation, while land use (i.e. agriculture) tends to connect and increase in area. Both, Central and Southwestern regions have the greatest tendency to land cover fragmentation, leading to a high heterogeneity in the landscape. This affects the distribution areas of 34% of modeled species due to loss of connectivity between habitats and rising edges. These results confirm the importance of the region as a center of high bird diversity and highlights the need for short-term conservation actions to maintain the distribution areas of importance for birds.

Keywords: Aicas, conservation, diversity, MaxEnt, México, priority region.

Introducción

Los procesos de fragmentación y la pérdida de hábitats son considerados dos de las principales amenazas para la biodiversidad a nivel global (Vitousek, Mooney, Lubchenco y Melillo, 1997; Dirzo y Raven, 2003; Stinemann, Potter, Butler y Minot, 2015). En México, la deforestación y el cambio en el uso de suelo asociado a las actividades productivas han inducido transformaciones en los paisajes y propiciado la degradación y fragmentación de ecosistemas, con la consecuente afectación a las poblaciones animales y vegetales, además de tener impactos significativos en la provisión de servicios ecosistémicos y el bienestar de la población (Turner, Gardner y O'Neill, 2001; Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales [Semarnat], 2008; Bregman, Sekercioglu y Tobias, 2014; Carrara *et al.*, 2015).

Un claro ejemplo de esta situación se manifiesta en la región biogeográfica de la Sierra Madre Oriental en México, donde se presentan procesos de fragmentación y cambio de uso de suelo, derivados de la presión de actividades de origen antrópico, que afectan la integridad y resiliencia de los ecosistemas (Reyes-Hernández, Olvera-Vargas, Sahagún-Sánchez y Mass-Caussel, 2009; Bregman *et al.*, 2014). En la porción de la Sierra Madre Oriental que corresponde al estado de San Luis Potosí, 13% de la superficie con coberturas naturales es susceptible a cambios en el uso de suelo y se estima que para el 2025 el total de áreas modificadas podría triplicarse (Sahagún-Sánchez, Reyes-Hernández, Flores-Flores y Chapa-Vargas, 2011). Lo anterior es relevante debido a que la región constituye un corredor biológico que alberga una elevada diversidad biológica, cultural y turística (Luna, Morrone y Espinosa, 2004).

Algunos estudios recientes han reconocido a la Sierra Madre Oriental de San Luis Potosí como un punto importante para la conservación de la de la diversidad biológica y la avifauna en particular (Arizmendi-Arriaga y Márquez-Valdelamar, 2000; Ortega-Huerta y Peterson, 2004; Sánchez-González y García-Trejo, 2010; Sahagún-Sánchez, Castro-Navarro y Reyes-Hernández, 2013). Sin embargo, aun existe poco conocimiento sobre el estado actual de las poblaciones de aves y otros grupos; y tampoco existe información sobre la influencia que tienen los procesos de trasformación en el paisaje sobre los patrones de distribución y la riqueza de las especies en la región (Navarro, Garza-Torres, López de Aquino, Rojas-Soto y Sánchez-González, 2004). Asimismo, en la región se manifiestan huecos en la representatividad en el sistema de áreas naturales protegidas y existen pocos estudios que den soporte para su implementación en la zona (Ortega-Huerta y Peterson, 2004; Chapa-Vargas y Monzalvo-Santos, 2012).

De acuerdo con Koleff y Moreno (2005), de los 45 231.92 km^2 de superficie total de la Sierra Madre Oriental, solamente 10.65% (4818.31 km^2) tiene alguna denominación como área natural protegida. Para el estado de San Luis Potosí, la superficie dedicada a la conservación alcanza apenas 0.67% del total (305.87 km^2) y se ubica en los extremos norte y sur de la zona de estudio, por lo que una importante superficie en la región central no cuenta con ningún tipo de régimen de protección. Esta situación representa una amenaza para el mantenimiento de las áreas de distribución, particularmente para las especies endémicas y las que se encuentran bajo alguna categoría de riesgo (Navarro *et al.*, 2004).

La información sobre los patrones de distribución geográfica de las especies y las variables ambientales que los determinan, constituyen uno de los temas más importantes en la biología de la conservación (Urbina-Cardona y Flores-Villela, 2010). En este sentido, los modelos de nicho ecológico proporcionan un método confiable para determinar el área de distribución potencial de las especies (Anderson, Gómez-Laverde y Peterson, 2002; Hernández, Graham, Master y Albert, 2006). Independientemente de su capacidad predictiva, los distintos algoritmos se consideran un elemento importante para el desarrollo de estrategias de conservación (Illoldi-Rangel, Sánchez-Cordero y Peterson, 2004; Sánchez-Cordero, Cirelli, Munguía y Sarkar, 2005). Además, generan información útil sobre los sitios en los que es posible encontrar condiciones ambientales similares a las que se presentan donde ocurren originalmente las especies, por lo que su

desarrollo es valioso para la toma de decisiones sobre el manejo y priorización de áreas para la conservación biológica (Sánchez-Cordero *et al.*, 2005; Urbina-Cardona y Flores-Villela, 2010).

En este escenario, la determinación de las tendencias de cambio en el uso de suelo y la fragmentación, son útiles para cuantificar el impacto que pueden tener las modificaciones en la estructura y composición del paisaje sobre las áreas de distribución y, por lo tanto, en la diversidad y supervivencia de las especies (Botello, Sarkar y Sánchez-Cordero, 2015; Carrara *et al.*, 2015). El estudio de la trasformación y perdida del hábitat aportará elementos para la tarea urgente de diseñar políticas viables para la conservación de los ecosistemas y la biodiversidad de aves asociados en la zona (Bregman *et al.*, 2014).

Objetivos

El objetivo de esta investigación fue analizar la dinámica de fragmentación en las coberturas vegetales y los cambios en el uso de suelo en la región de la Sierra Madre Oriental en San Luis Potosí para evaluar sus posibles efectos en las áreas de distribución potencial de la avifauna y aportar información desde la escala de paisaje, que sea útil para determinar la representatividad de las áreas prioritarias para la conservación de las aves con distribución en la zona.

Materiales y Métodos

Área de estudio

La Sierra Madre Oriental de San Luis Potosí (SMO) se ubica en el noreste de México (22° 40' – 21° 08' N; 99° 40' – 98° 50' W) y es una formación montañosa que ocupa una superficie aproximada de 7702 km^2 (Fig. 1). La accidentada orografía propicia que se presenten casi todos los climas y tipos de vegetación registrados para el país (Rzedowski, 1978; Luna *et al.*, 2004) con un intervalo altitudinal que va desde los 150 m hasta los 2700 m. En la zona oriental se presentan abundantes precipitaciones y predominan los climas cálidos y semicálidos, donde se distribuyen los bosques tropicales, bosques de encino (*sensu* Rzedowski, 1978) y bosque de pino, así como el bosque mesófilo de montaña en las zonas más húmedas (noroeste de Xilitla y sureste de Ciudad del Maíz). En la zona occidental el clima es seco y semiseco debido a la poca precipitación y el tipo de vegetación predominante es el matorral xerófilo.

Análisis espacio-temporal de la fragmentación en el paisaje

Para el análisis de cambio de uso de suelo se realizó la interpretación de tres imágenes de satélite Landsat TM de febrero de 1989, abril de 2000 y febrero de 2005, con una resolución espacial de 30 metros, a partir de lo cual se elaboraron tres mapas de cobertura vegetal y uso del suelo para las distintas fechas en el Sistema de Información Geográfica ILWIS 3.3 (ILWIS, 2007). La clasificación fue realizada mediante la delimitación de campos de entrenamiento para los diferentes tipos de coberturas y la posterior clasificación supervisada con el algoritmo de máxima verosimilitud (Lillesand, Keiffer y Chipman, 2004). Con esta información se ubicaron y cuantificaron las áreas donde se presentaron cambios en el uso de suelo por medio de una sobre posición cartográfica y una tabulación cruzada (Eastman, Mckendry y Fulk, 1994; Bocco, Mendoza y Masera, 2001) realizada en el Sistema de Información Geográfica IDRISI Andes (Eastman, 2006).

La tasa de cambio de cambio para el periodo 1989-2005, fue calculada mediante la fórmula propuesta por la FAO (Velázquez *et al.*, 2002):

$$\delta in = [(Si_2/Si_1)1/n - 1] \times 100$$

Donde:

δin = tasa de cambio promedio anual para la clase *i* en el periodo evaluado.

Si_1 = superficie total de la clase *i* en el tiempo 1.

Si_2 = superficie total de la clase *i* en el tiempo 2.

n = diferencia de tiempo entre dos periodos evaluados.

Las categorías de coberturas de uso de suelo consideradas en el análisis fueron: agricultura de temporal, agri-

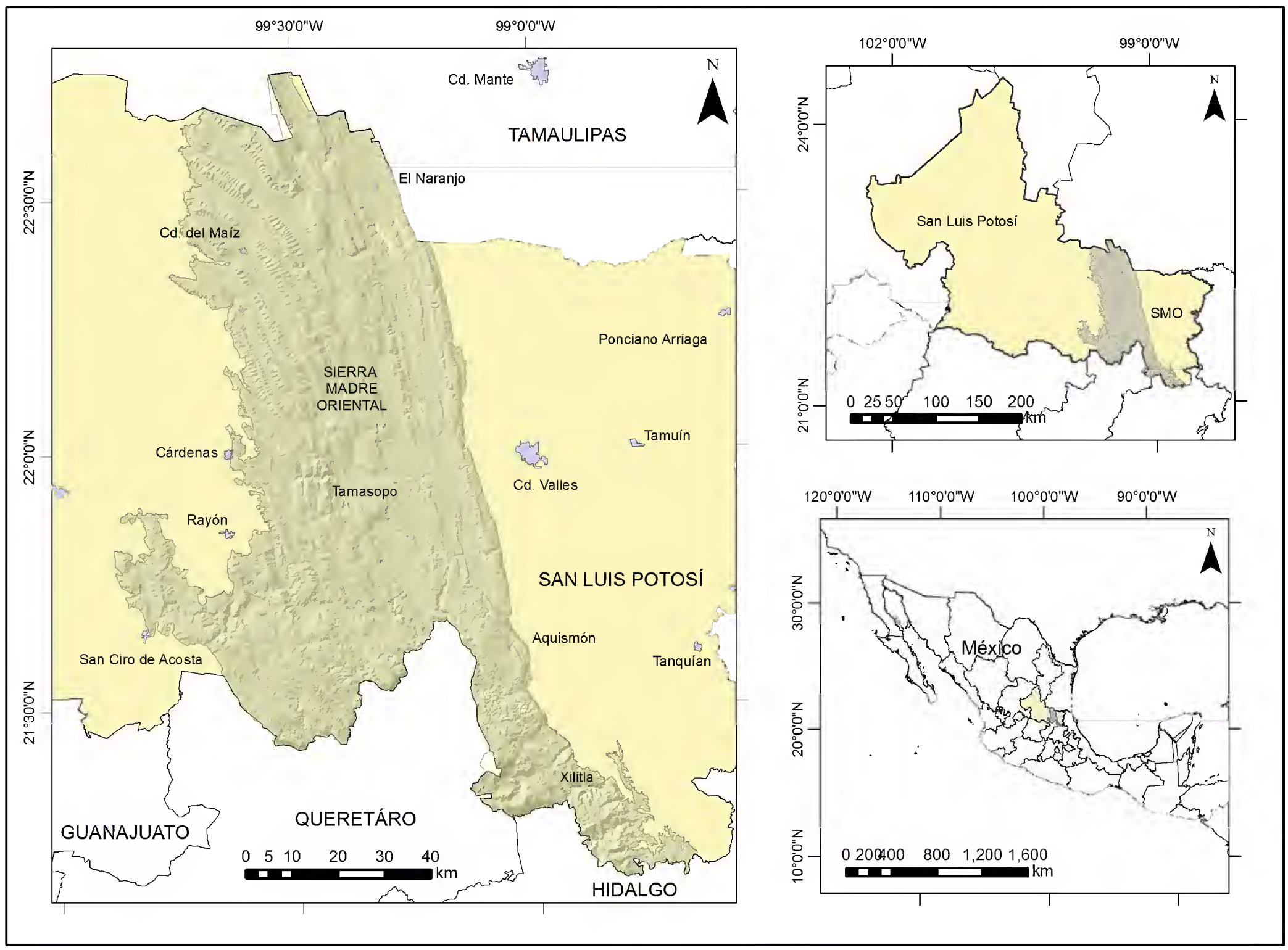


FIGURA 1. Ubicación de la Sierra Madre Oriental de San Luis Potosí.

cultura de riego, bosques, cuerpos de agua, matorrales, pastizales, selvas, vegetación acuática, vegetación secundaria y zonas urbanas.

Las métricas de fragmentación se calcularon con la extensión de análisis de fragmentación Patch Analyst 4.2.10 (Rempel, Carr y Kaukinen, 2008; León, Pinedo y Martínez, 2014), en el Sistema de Información Geográfica ArcMap 9.3 (Environmental System Research Institute [ESRI], 2008), de donde se obtuvieron las métricas de paisaje que incluyeron la superficie de los fragmentos (SUPF), el número de fragmentos (NUMF), el tamaño medio de los fragmentos (TMF), el borde total (BORT) y la conectividad de los fragmentos (MNN) (McGarigal y Marks, 1994; Elkie, Rempel y Carr, 1999). Con la información obtenida, se realizaron comparaciones temporales para las distintas coberturas.

Posteriormente, se calculó un índice de fragmentación de acuerdo con la heterogeneidad del paisaje, a partir de la imagen satelital más reciente (2005) y la extensión del SIG denominada *Texture Analysis and Neighborhood Statistics versión 1.2* (Behrens, 2003). El índice de fragmentación (FI) está basado en el algoritmo de Monmonier (1974) que cuantifica el número de parches (n_p) en función de la superficie total de un tipo de parche, expresada como el número total de pixeles (a_1), i.e.:

$$FI = (n_{p-1}) / (a_{1-1})$$

La presencia de muchos parches de una cobertura tipo indica un valor de riqueza de parches alto y, a su vez, significa un grado elevado de fragmentación de la cobertura. Un nivel alto de fragmentación se asocia con condiciones de alteración en el hábitat y una disminución en su diversidad (Bogaert y Barima, 2008). El índice obtenido se clasificó en cinco categorías que indican el grado de fragmentación en términos porcentuales, a partir del cual se construyó el mapa de tendencia a la fragmentación para la zona de estudio.

El grado de aislamiento de las áreas prioritarias para la conservación se determinó por medio de la sobreposición cartográfica de las capas de fragmentación, Áreas Naturales Protegidas (ANP; Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas [Conanp], 2003) y las Áreas de Importancia para la Conservación de las Aves (Aicas; Sociedad para el Estudio y Conservación de las Aves en México A.C. [Cipamex] - Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad [Conabio], 1999). Estos análisis fueron realizados en el Sistema de Información Geográfica (SIG) ArcMap 9.3 (ESRI, 2008).

Registros de distribución avifaunística

La información sobre registros de distribución de las aves fue obtenida del Atlas de las Aves de México (Navarro, Peterson y Gordillo-Martínez, 2003), además de bases de datos en línea (ORNIthological Information System, 2004; aVerAves-Conabio, 2008; Avian Knowledge Network, 2009; Christmas Birds Counts, 2009 y US Breeding Bird Survey, 2009). Así mismo, se realizó trabajo de campo en el período de enero del 2009 a mayo del 2011, para colectar información adicional sobre registros de distribución de especies, mediante la técnica de censo en transectos con una longitud aproximada de 3 km (Ralph *et al.*, 1996). Por la extensión del área se establecieron en promedio dos transectos por tipo de vegetación en diez sitios de muestreo seleccionados aleatoriamente en las diferentes coberturas presentes en la zona. La identificación de las especies en campo se realizó con base en las guías de Peterson y Chalif (1989), Howell y Webb (1995) y Van Perlo (2006) y el arreglo taxonómico seguido fue el propuesto por la American Ornithologist's Union [AOU] (1998) y suplementos (Chesser *et al.*, 2016). Los registros fueron sistematizados en una base de datos, donde se integró información sobre la categoría de riesgo de las especies, de acuerdo con fuentes nacionales (NOM-059-SEMARNAT-2010; Semarnat, 2010) e internacionales de protección y comercio de aves (International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, 2009; Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres, 2011), así como datos del estatus de la distribución, residencia y susceptibilidad a los cambios ambientales (Howell y Webb, 1995; Stotz, Fitzpatrick, Parker y Moskovits, 1996; AOU, 1998; González-García y Gómez da Silva, 2003; Navarro *et al.*, 2004). El ordenamiento taxonómico se realizó con base en AOU (1998) y Chesser *et al.* (2016) (Suplemento 1).

Modelado de la distribución potencial de las aves

Se elaboraron los modelos de nicho ecológico para 270 especies a partir de 4791 registros de distribución. Los modelos de distribución de las especies de aves fueron obtenidos con el algoritmo MaxEnt, considerado un método confiable para calcular el área de distribución potencial de las especies a partir de la proyección de la estimación de la disponibilidad del hábitat en el espacio geográfico (Phillips, Dudík y Schapire, 2004; Elith *et al.*, 2006; Hernández *et al.*, 2006; Phillips, Anderson y Schapire, 2006; Ortega-Huerta y Peterson, 2008). La caracterización ambiental de la zona se realizó con la información de 19 coberturas climáticas del proyecto WorldClim Global Climate Data (Hijmans, Cameron, Parra, Jones y Jarvis, 2005), los datos del modelo digital de elevación del proyecto GTOPO30 (U.S. Geological Survey Global, 2009) y la cobertura de los tipos de vegetación y usos del suelo de la Sierra Madre Oriental para el 2005 (Reyes *et al.*, 2009) (Tabla 1).

Los modelos ecológicos de nicho se realizaron con base en la propuesta de Phillips *et al.* (2006) y Suárez-Seoane, García de la Morena, Morales-Prieto, Osborne y De Juana (2008) considerando los valores de regulariza-

Tabla 1. Variables ambientales utilizadas para la elaboración de los modelos ecológicos de nicho.

Clave	Variable	Clave	Variable
Fuente: WorldClim			
BIO1	Temperatura media anual	BIO11	Temperatura media del cuatrimestre más frío
BIO2	Intervalo medio anual (media mensual de temperatura máxima - temperatura mínima)	BIO12	Precipitación promedio anual
BIO3	Isotermalidad	BIO13	Precipitación del mes más húmedo
BIO4	Temperatura estacional (desviación estándar * 100)	BIO14	Precipitación del mes más seco
BIO5	Temperatura máxima del mes más caliente	BIO15	Precipitación estacional (coeficiente de variación)
BIO6	Temperatura mínima del mes más frío	BIO16	Precipitación del cuatrimestre más húmedo
BIO7	Intervalo anual de temperatura	BIO17	Precipitación del cuatrimestre más seco
BIO8	Temperatura media del cuatrimestre más húmedo	BIO18	Precipitación del cuatrimestre más caliente
BIO9	Temperatura media del cuatrimestre más seco	BIO19	Precipitación del cuatrimestre más frío
BIO10	Temperatura media del cuatrimestre más caliente		
Fuente: USGS GTOPO 30			
GTOPO	Modelo digital de elevación (DEM)		
Fuente: SEMARNAT-2006-C01-23754			
VEG	Vegetación y uso de suelo		

ción seleccionados automáticamente por el algoritmo (valores por omisión para el umbral de convergencia = 0.00001; número máximo de repeticiones = 500; multiplicador de regularización = 1; número máximo de puntos de fondo = 10 000). Se obtuvo la significancia estadística de los modelos mediante la evaluación de la curva de características operativas del receptor (ROC). La curva ROC describe la relación entre la proporción de presencias correctamente predichas (sensibilidad) y la proporción de ausencias incorrectamente predichas (1-Especificidad; Phillips *et al.*, 2006). Si los valores del área bajo la curva (AUC), derivado de la curva ROC, son cercanos a 1 entonces los errores de omisión y comisión (sobre predicción) se reducen; los modelos con valores de AUC superiores a 0.75 son considerados potencialmente útiles (Elith *et al.*, 2006; Phillips y Dudík, 2008; Suárez-Seoane *et al.*, 2008).

Como modelo de salida se eligió la probabilidad acumulativa (Phillips *et al.*, 2006), en donde el valor de un píxel es la suma de este y de todos los demás con igual o menor probabilidad, multiplicado por 100 para dar un porcentaje. Un píxel o celda con valores cercanos a 100% indica que existen condiciones muy favorables para la presencia de la especie (Suárez-Seoane *et al.*, 2008). Debido a que estos valores revelan la disponibilidad de hábitat relativa y no representan la probabilidad de ocurrencia de la especie (Pearson, Raxworthy, Nakamura y Peterson, 2007), se reguló la probabilidad de la predicción y la elaboración de los mapas de distribución potencial seleccionando los modelos más robustos para predecir la presencia de especies incluidas en los datos de muestreo. Los criterios fueron: modelos con valores de AUC elevados (> 0.75) para los datos de entrenamiento (Elith *et al.*, 2006) así como la aplicación de un umbral de presencia-ausencia seleccionando la máxima sensibilidad más la especificidad de presencia, misma que permite maximizar los valores de probabilidad de los datos puntuales de presencia y los que se generan a partir de las pseudoausencias (Contreras-

Medina, Luna-Vega y Ríos-Muñoz, 2010). Cada modelo fue sometido a opinión y evaluación por ornitólogos especialistas con la finalidad de reducir la omisión o sobre predicción de la distribución y se excluyeron a aquellos modelos cuya distribución predicha es inconsistente con aspectos biogeográficos históricos o la historia natural de las especies (Howell y Webb, 1995; Ridgely *et al.*, 2007).

Finalmente, a partir de la suma de los modelos generados se elaboraron los mapas de consenso para la distribución potencial para la riqueza total, riqueza de especies en alguna categoría de endemismo y riqueza de especies bajo alguna categoría de riesgo. Estos mapas se utilizaron posteriormente para compararlos con el mapa de fragmentación.

Fragmentación en áreas prioritarias y de importancia para la conservación de las aves

Para evaluar el estado de conservación de las áreas de distribución de la avifauna en el paisaje fragmentado se calculó la superficie predicha para cada especie y se obtuvieron, mediante operaciones de sobre posición y tabulación cruzada, las proporciones de la distribución en los distintos niveles determinados por el índice de fragmentación para la zona de estudio. De la misma forma, se evaluó la relación del índice con respecto a las áreas naturales protegidas existentes en la región (Conanp, 2003). Posteriormente, se determinaron las zonas con mayor representatividad en términos de distribución potencial de la avifauna y su correspondencia con los sitios considerados como importantes para la conservación de las aves en la porción estudiada de la Sierra Madre Oriental.

Resultados

Dinámica del paisaje

En el periodo de 1989, 2000 y 2005 se presentaron cambios en todas las coberturas de vegetación de la zona de estudio. Las coberturas naturales compuestas por bosques, selvas y matorrales, sufrieron pérdidas significativas en su superficie, con más de 30 000 ha modificadas (>300 km^2) (Tabla 2). En todos los casos hubo un incremento en el número de fragmentos y una disminución en el tamaño promedio de los mismos (Tabla 3). Por otro lado, las coberturas asociadas a actividades humanas como la agricultura y los pastizales, incrementaron su superficie consi-

Tabla 2. Modificaciones en la superficie (km^2) y tasas de cambio promedio anual en los tipos de uso de suelo y vegetación de la Sierra Madre Oriental.

Cobertura/Año	*1989*	*2000*	*2005*	*Totales*	*% Total*	*Tasa de Cambio*
Agricultura de riego	514.62	542.66	542.91	28.29	**5.21**	**0.33**
Agricultura de temporal	1213.30	1400.11	1424.15	210.85	**14.81**	**1.00**
Bosques	1929.26	1864.90	1862.14	-67.11	**-3.48**	**-0.22**
Cuerpos de agua	31.30	29.80	29.80	-1.50	**-4.80**	**-0.31**
Matorrales	1191.76	1151.19	1148.69	-43.07	**-3.61**	**-0.23**
Pastizales	353.09	416.70	421.21	68.11	**16.17**	**1.10**
Selvas	2407.06	2231.27	2207.98	-199.08	**-8.27**	**-0.54**
Vegetación acuática	24.54	17.78	17.78	-6.76	**-27.55**	**-2.03**
Vegetación secundaria	24.29	31.55	31.30	7.01	**22.40**	**1.57**
Zonas urbanas	13.52	16.77	16.77	3.25	**19.40**	**1.34**
Superficie total	7702.77	7702.77	7702.77			

Tabla 3. Comparación temporal del número de fragmentos de los tipos de uso de suelo y vegetación y del tamaño medio de los fragmentos.

Cobertura/año	*Número de fragmentos*				*Tamaño Medio de Fragmentos (km²)*			
	1989	*2000*	*2005*	*% Total*	*1989*	*2000*	*2005*	*% Total*
Agricultura de riego	27	28	28	3.6	1993.50	2028.70	2029.30	1.8
Agricultura de temporal	996	1220	1284	22.4	121.90	114.80	111.10	-8.9
Bosques	134	141	144	6.9	1508.20	1411.20	1379.30	-8.5
Cuerpo de agua	48	44	44	-8.3	60.50	64.00	64.00	5.4
Matorrales	41	46	46	10.9	2940.60	2530.80	2526.70	-14.1
Pastizales	544	751	775	29.8	66.30	56.10	55.10	-16.9
Selvas	178	186	189	5.8	1400.90	1257.60	1226.10	-12.5
Vegetación acuática	23	15	15	-34.8	488.00	698.00	698.00	30.1
Vegetación secundaria	36	53	52	30.8	67.30	61.80	62.60	-6.9
Zonas urbanas	33	33	33	0	42.10	52.10	52.10	19.2

Tabla 4. Comparación temporal del total de borde de los fragmentos y de la distancia media al vecino más cercano entre los tipos de uso de suelo y vegetación.

Cobertura/Años	*Total de Borde (km²)*					*Distancia media al vecino más cercano (km²)*				
	1989	*2000*	*2005*	*Totales*	*% Total*	*1989*	*2000*	*2005*	*Totales*	*TF*
Agricultura de riego	1244.50	1305.00	1304.70	60.20	**4.6**	4.05	3.73	3.74	**-0.31**	C
Agricultura de temporal	6174.40	6931.10	7027.10	852.70	**12.1**	15.10	4.79	4.49	**-10.61**	C
Bosques	2702.70	2681.10	2706.30	3.50	**0.1**	5.23	3.21	3.19	**-2.05**	C
Cuerpos de agua	793.30	785.40	785.40	-7.90	**-1**	1.80	5.76	5.77	**3.97**	A
Matorrales	2426.50	2468.20	2470.80	44.30	**1.8**	1.98	3.50	3.50	**1.52**	A
Pastizales	1973.90	2513.40	2566.00	592.10	**23.1**	7.51	5.31	5.28	**-2.23**	C
Selvas	5149.30	5344.10	5365.90	216.60	**4**	1.81	2.98	2.94	**1.13**	A
Vegetación acuática	144.40	96.50	96.50	-47.90	**-33.2**	11.58	14.52	14.52	**2.94**	A
Vegetación secundaria	165.40	236.60	234.60	69.10	**29.5**	31.51	12.13	12.43	**-19.09**	C
Zonas urbanas	106.50	120.90	120.90	14.40	**11.9**	80.36	30.37	30.37	**-49.99**	C

TF = Tipo de Fragmento. C = Conectividad. A = Aislamiento.

derablemente. Sobresale la vegetación secundaria como la cobertura que exhibió el mayor incremento con 22.4%.

En relación con la longitud del borde de los parches, las zonas destinadas a la agricultura de temporal exhibieron el perímetro de mayor longitud, sin embargo, la vegetación secundaria fue la cobertura que presentó el mayor aumento porcentual. Asimismo, se identificó un incremento en el perímetro total de los parches de pastizales, agricultura de riego, zonas urbanas y, en menor proporción, en las coberturas de vegetación natural (Tabla 4).

Los usos de suelo asociados con las actividades antrópicas mostraron una tendencia a la conectividad entre los fragmentos, donde las zonas urbanas mostraron el mayor incremento. En contraste, los parches con vegetación natural exhibieron una marcada tendencia al aislamiento (Tabla 4).

La fragmentación dio como resultado la aparición de un número importante de parches de distintas coberturas de suelo lo que incrementó la heterogeneidad del paisaje en la porción central, suroeste y norte de la zona de estudio (Fig. 2). Los sitios menos fragmentados (0% - 20%) ocupan una superficie aproximada de 9.6% del territorio, principalmente en la porción serrana del municipio de Aquismón y Xilitla, así como en el noroeste de Ciudad del Maíz y la porción central de la región, específicamente en la zona del AICA de San Nicolás de los Montes, Tamasopo (Tabla 5).

Patrones de distribución potencial de la avifauna en el paisaje fragmentado

Se obtuvieron 5002 registros de distribución para 359 especies de aves procedentes de 333 localidades de la Sierra Madre Oriental de San Luis Potosí. Del total de especies 90 están bajo protección por leyes nacionales e internacionales de conservación o comercio, 41 especies tienen alguna categoría de endemismo, 234 especies son residentes permanentes, 79 son migratorias y 122 especies presentan susceptibilidad a los cambios ambientales relacionados con las actividades antrópicas.

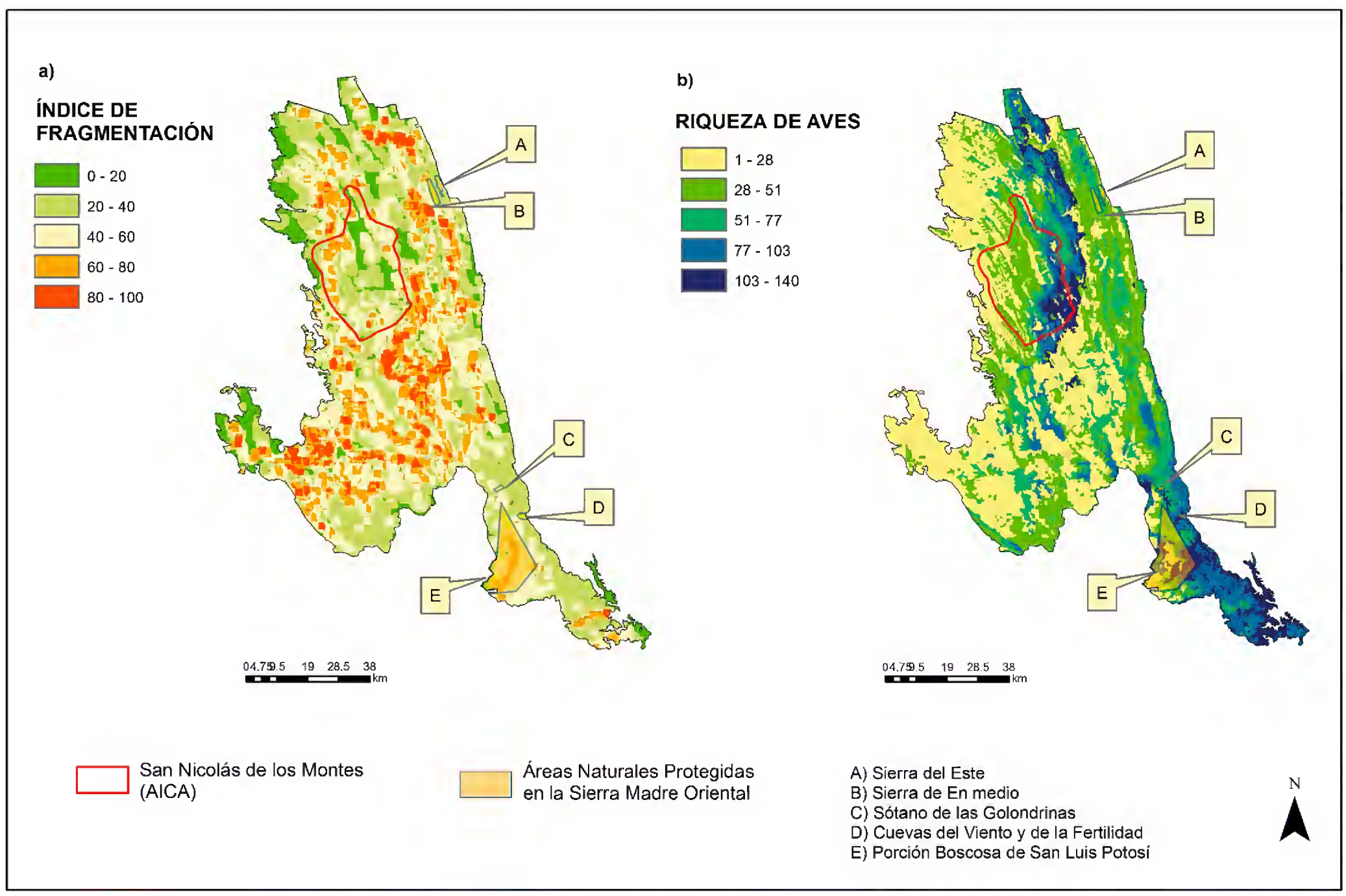


Figura 2. a) Índice de fragmentación del hábitat y b) Patrones de distribución potencial de la riqueza total de aves.

Tabla 5. Proporciones del grado de fragmentación con respecto a la superficie de la Sierra Madre Oriental de San Luis Potosí, Áreas Naturales Protegidas y Área de Importancia para la Conservación de las Aves de San Nicolás de los Montes.

Índice de fragmentación (%)	*Superficie (km²)*	*Porcentaje respecto a la superficie de la SMO*	*Porcentaje respecto superficie* ANP	*Porcentaje respecto superficie* AICA
0-20	741.07	9.62	2.92	13.87
20-40	2564.21	33.29	25.81	37.18
40-60	2551.03	33.12	49.04	36.63
60-80	1361.10	17.67	22.24	12.02
80-100	484.62	6.29	0.00	0.31
Total	7702.03			

SMO = Sierra Madre Oriental. ANP = Áreas Naturales Protegidas. AICA = Área de Importancia para la Conservación de las Aves.

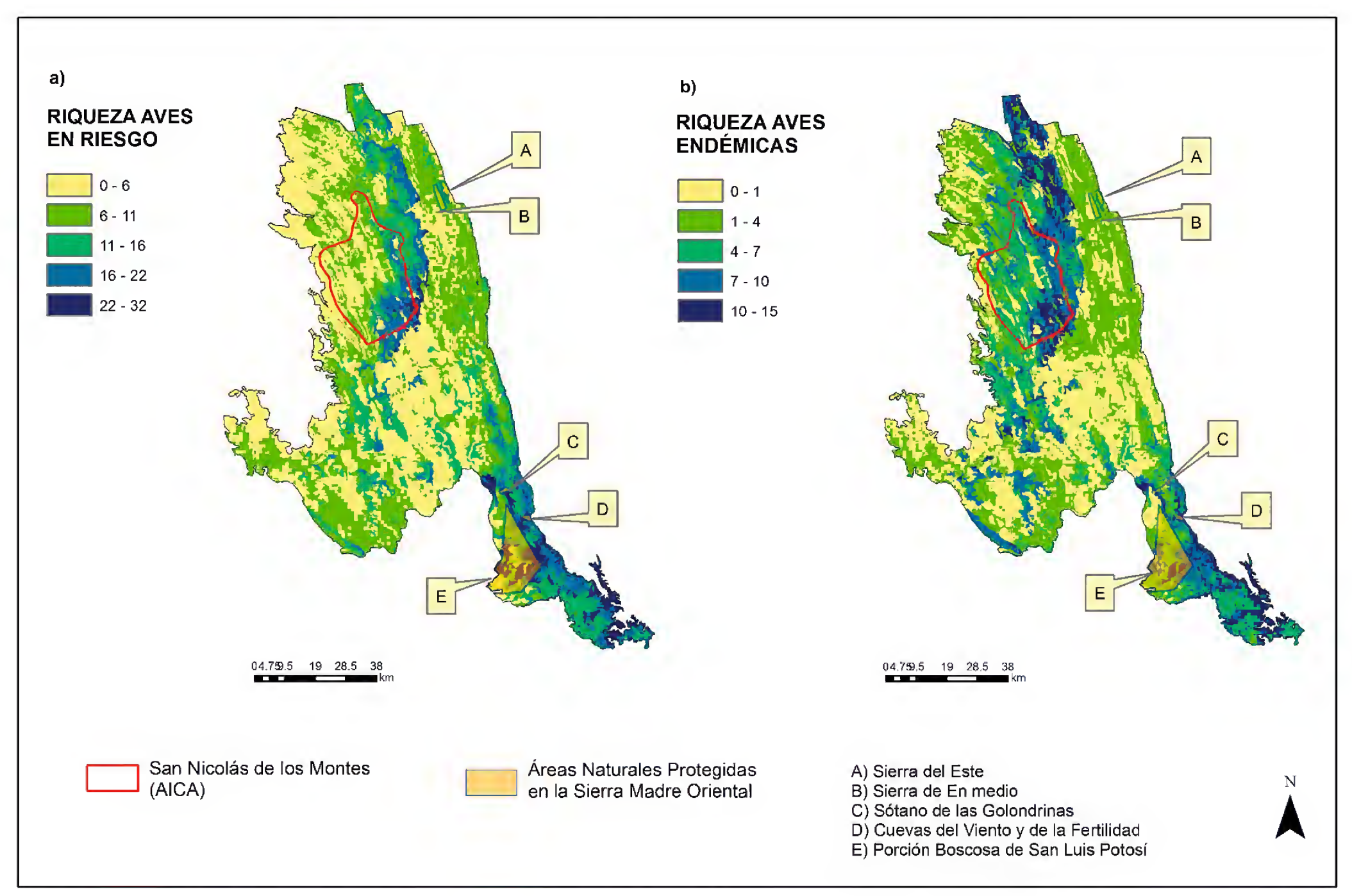


Figura 3. a) Patrones de distribución potencial de la riqueza de aves en categoría de riesgo y b) distribución potencial de la riqueza de aves en alguna categoría de endemismo.

Los modelos de distribución obtenidos corresponden a 75.62% de la riqueza total de aves determinada (Suplemento 1). Los valores de especificidad y sensibilidad de los datos de entrenamiento para todos los modelos generados (training AUC) fueron elevados (promedio de 0.89), sin embargo, las especies con alguna categoría de riesgo presentaron valores más elevados (promedio de 0.91) al igual que las especies con alguna categoría de endemismo (promedio de 0.90). La variable más importante para la elaboración de los modelos fue la vegetación (52.7%) y en menor proporción la diferencia de la media mensual de temperatura máxima y temperatura mínima (7.2%) y el coeficiente de variación de precipitación estacional (4.9%). En el sumplemento 1 se muestra la distribución de las especies por tipo de vegetación en el área de estudio.

Los modelos indican que la mayor concentración de la riqueza total y riqueza de aves bajo protección especial se encuentra en el centro-norte del municipio de Tamasopo, el oeste de El Naranjo y en las zonas serranas de Xilitla y Tamazunchale (sureste) con áreas potenciales para albergar hasta 140 y 32 especies, respectivamente. De modo contrario, en el sur y suroeste de Tamasopo se ubicaron los sitios con menor número de especies (Fig. 2 y 3). La distribución potencial de la riqueza de aves en alguna categoría de endemismo se concentró en la porción centro-noroeste y en el sureste de la sierra, donde se localizaron sitios óptimos para la presencia de hasta 15 especies por localidad (Fig. 3).

Del total de la superficie de distribución potencial para las aves predicha, solo 7.98% de esta superficie está dentro de las ANP dejando el resto de las áreas de distribución (92.02%) en sitios donde no se cuenta con decretos oficiales que garanticen la protección y conservación de la biodiversidad. Alrededor de 8.4% del área de distribución predicha para las aves se encuentra en las zonas con baja fragmentación (0% - 20%) y, por otro lado, la mayor proporción de áreas de distribución potencial (alrededor de 71.4%) se ubican en los intervalos intermedios de fragmentación (20% - 60%). La superficie de distribución predicha restante se localiza en los sitios más fragmentados (> 60%). En general, se detectó una baja concentración de especies endémicas y en categoría de riesgo en donde se presenta una más alta heterogeneidad del paisaje (Suplemento 1).

De las 122 especies que presentan susceptibilidad a los cambios ambientales, 54 especies tienen alguna categoría de riesgo o endemismo. Todas muestran la mayor parte de su distribución (80%) en los intervalos intermedios de fragmentación, mientras que solo alrededor de 4.85% de su distribución potencial se presenta en los sitios más fragmentados (80% - 100% fragmentación), lo que se relaciona con la elevada tendencia a la fragmentación del hábitat y a la presencia de varios tipos de coberturas y usos de suelo en estas zonas (Suplemento 1).

La correspondencia espacial de las áreas importantes y prioritarias para la conservación (Aicas y ANP´s) con respecto a la tendencia hacia la fragmentación (Fig. 2) y los modelos de distribución potencial de la avifauna (Fig. 3), muestra que el AICA ubicada en San Nicolás de los Montes en el municipio de Tamasopo se localiza en un área con baja tendencia a la fragmentación, además, de presentar condiciones ecológicas adecuadas para albergar la mayor concentración de riqueza de aves.

Discusión

Estudiar las fases sucesivas de la fragmentación mediante un análisis temporal, permite entender las implicaciones que tienen los cambios espacio-temporales del paisaje sobre la biodiversidad (Fahrig, 2003; Wang, Guillaume y Koper, 2014). La fragmentación produce la trasformación y pérdida de superficie en las coberturas vegetales y usos de suelo generando cambios en la composición y configuración de los distintos parches en el paisaje. Así, al aumentar el número de parches disminuye su tamaño y se exhibe una matriz de paisaje fragmentado, en el que existe una tendencia al aislamiento de las coberturas nativas y una conectividad en las coberturas que las sustituyen (Turner *et al.*, 2001). Los resultados obtenidos para la Sierra Madre Oriental de San Luis Potosí, revelan que la intensidad de transformación es mayor en las coberturas vegetales originales y que estas son sustituidas por cubiertas relacionadas con las actividades humanas (agricultura, pastizales, zonas urbanas y vegetación secundaria). Lo

anterior coincide con los patrones y tasas de cambio de uso del suelo determinados para México (Mas, Velázquez y Couturier, 2009), donde se manifiesta la pérdida de vegetación nativa y el incremento de las áreas destinadas a las actividades productivas y la urbanización (Semarnat, 2008; Sahagún-Sánchez *et al.*, 2011).

En general, las selvas y los matorrales son las coberturas más afectadas en términos de pérdida de superficie y aumento de fragmentos. Particularmente, las coberturas de selvas secas, han sufrido una pérdida cercana a 60% de la cobertura natural original, derivado de los procesos de deforestación a nivel nacional (Trejo y Dirzo, 2000). Lo anterior, resulta particularmente importante si se considera que dichos ecosistemas albergan la mayor parte de la biodiversidad del país, con un importante número de especies endémicas (Semarnat, 2008). En contraste, en las zonas destinadas a la agricultura y los pastizales, se presentan las especies de más baja susceptibilidad a los cambios ambientales y sobresalen especies de hábitos generalistas (Stotz *et al.*, 1996).

De acuerdo con un estudio previo para la zona (Sahagún-Sánchez *et al.*, 2011) las tendencias de deforestación y cambio de uso de suelo al futuro (2025), afectaran principalmente a las selvas, los bosques y los matorrales, con un incremento en las áreas dedicadas al cultivo y pastoreo de aproximadamente 51 815 ha (> 500 km^2). Los municipios de Tamasopo y Rayón en la parte centro y norte; y los municipios de Aquismón y Xilitla en el sureste de la región, presentaron la mayor incidencia de trasformación potencial a futuro, lo que coincide con las zonas determinadas con el mayor índice de fragmentación de cubiertas naturales.

La fragmentación se manifiesta en distintas escalas espaciales y temporales, lo que incrementa el riesgo de extinción local o regional de las especies, debido, entre otros factores al efecto de borde que propicia un aumento de temperatura y luz, así como una disminución de la humedad, lo que afecta la producción de recursos y el éxito reproductivo, contribuyendo a la pérdida progresiva de especies (Saunders, Hobbs y Margules, 1991; Bennett, Clarke, Thomson y Mac Nally, 2014). En el caso de las aves, está documentado que las especies generalistas se benefician de estos procesos (Arriaga-Weiss, Calmé y Kampichler, 2008; Bregman *et al.*, 2014; Carrara *et al.*, 2015). En contraste, las especies que son susceptibles a la perturbación, se ven afectadas conforme disminuye la calidad del hábitat (Stotz *et al.*, 1996). En este sentido, para las 122 especies de aves (34% de la riqueza total) que aún conservan 80% de su distribución en sitios con fragmentación intermedia, la tendencia al aislamiento y los cambios en el uso de suelo podrían incrementar su vulnerabilidad, como ha sido documentado para algunos psitácidos y aves rapaces, cuya riqueza y abundancia es mayor en sitios menos perturbados (Arriaga-Weiss *et al.*, 2008; Ríos-Muñóz y Navarro-Sigüenza, 2009).

Por otro lado, se ha documentado que las áreas de borde generadas por los procesos de cambio y sustitución de cubiertas de vegetación original por vegetación secundaria, presentan una riqueza elevada de especies, donde se ven particularmente favorecidas las especies de aves generalistas (Bregman *et al.*, 2014; Carrara *et al.*, 2015). De acuerdo con Ugalde-Lezama *et al.*, (2009; 2010; 2012) las zonas perturbadas donde se pueden presentar estadíos sucesionales de vegetación, promueven una mayor heterogeneidad en la estructura de la vegetación y pueden soportar un mayor número de especies, incluidas especies migratorias. Asimismo, la presencia de una mayor complejidad de estratos en la vegetación puede disminuir la presión por recursos a que son sometidas las especies sensibles a la perturbación; sin embargo, y de acuerdo con Barlow *et al*, (2016) y Carrara *et al.*, (2015) los disturbios a nivel de paisaje originados por la actividad humana, entre los que sobresalen el efecto de borde y el aislamiento entre parches de vegetación, tienen un impacto muy significativo en la pérdida de la biodiversidad. Además, existen evidencias de que las especies responden de forma diferenciada a los cambios en el uso de suelo y la estructura del paisaje, dependiendo del tamaño de la especie, su longevidad, si son migratorias o residentes e incluso si son frugívoros o insectívoros, y/o si son generalistas o especialistas, entre otros rasgos propios de las especies de aves que pueden distribuirse en las distintas cubiertas vegetales (New-

bold *et al.*, 2012). Por lo anterior, se requiere contar con más información sobre la distribución puntual de las especies e incluso sobre aspectos demográficos (éxito de anidación, reclutamiento, entre otros) (Lampila *et al.*, 2005) para entender el impacto del proceso sucesional en la vegetación en las poblaciones de aves sensibles que se distribuyen en los ecosistemas de la región.

Los modelos de la distribución obtenidos con MaxEnt mostraron una mayor exactitud para aquellas especies que presentan distribución geográfica restringida en la zona de estudio, lo cual coincide con los resultados obtenidos por Hernández *et al.*, (2006) quienes además señalan que dicho atributo corresponde a especies con tolerancia ambiental limitada. Por otro lado, los modelos sugieren escenarios de elevada riqueza de aves en sitios que no cuentan con un decreto de protección oficial, lo que limita la efectividad de las acciones de conservación implementadas hasta el momento. En este aspecto, sobresale el caso del Área de Importancia para la Conservación de las Aves de San Nicolás de los Montes (Aicas) (Arizmendi y Márquez, 2000), considerada como un área prioritaria para la conservación del grupo debido a su alto nivel de riqueza y endemismos. Dicha AICA tiene una superficie aproximada de 733.09 km^2, que corresponde a 9.4% de la superficie total del área de estudio y su vegetación incluye bosques de encino y selvas medianas subperennifolias. A pesar de que no se presentan patrones de fragmentación elevados, la vegetación de esta zona exhibe una predisposición a la pérdida de superficie por sobrepastoreo lo que puede inducir al incremento en el número de parches y generar aislamiento, un mayor efecto de borde y la pérdida paulatina de poblaciones de aves que se distribuyen en estos sitios.

La región con mayor concentración potencial de aves se ubica en la formación de sierra plegada que caracteriza a la Sierra Madre Oriental en su curso por el estado. La sierra funciona como Corredor Biológico y contribuye a la conectividad de las poblaciones de aves y otros grupos taxonómicos, por lo que su conservación es clave para mantener la biodiversidad de especies en el noreste de México. En el ámbito de la región de estudio confluyen tres importantes áreas naturales protegidas: la Reserva de la Biósfera "El Cielo" en el estado de Tamaulipas, la Reserva de la Biósfera "Sierra del Abra Tanchipa" en el estado de San Luis Potosí y la Reserva de la Biósfera "Sierra Gorda" en el estado de Querétaro (Conanp, 2003), sin embargo, es evidente que para la parte de la Sierra Madre Oriental en el estado, donde se desarrolló el estudio, existen vacíos en la representatividad de ANP a nivel regional. Esta situación demanda acciones para atender las necesidades de protección de la diversidad biológica en las áreas de riqueza relevantes que no cuentan con protección (Domínguez-Cervantes, 2009), con especial énfasis en los sitios con presencia de taxones con distribución restringida o que están en alguna categoría de riesgo (Lu, Jia, Lloyd y Sun, 2012).

En las inmediaciones de las ANP ubicadas dentro del área de estudio, la concentración de la riqueza predicha es elevada y los patrones de fragmentación del hábitat son bajos, lo que indica la efectividad de las ANP como instrumentos de política para la conservación. Desafortunadamente, la falta de planes de manejo y recursos para su gestión, pone en riesgo los recursos naturales y la biodiversidad que resguardan (Sahagún-Sánchez *et al.*, 2013).

El análisis de los resultados exhibe una tendencia general al aislamiento entre los parches de vegetación natural, lo que puede repercutir seriamente en la funcionalidad y conectividad a nivel del corredor biológico en la Sierra Madre Oriental, con las consecuencias que esto implicaría en términos de conservación de la biodiversidad y provisión de servicios ecosistémicos. Al respecto, es necesario, trabajar en una estrategia de gobernanza de la biodiversidad que permita garantizar el mantenimiento de la integridad ecosistémica y la conectividad de las coberturas en la región. La iniciativa del Corredor Ecológico de la Sierra Madre Oriental promovida por la Conanp – GIZ avanza en este sentido, no obstante, se requiere mayor voluntad política para su total implementación.

La información obtenida es relevante para desarrollar estrategias que coadyuven a la planeación sistemática de la conservación, sin embargo, se reconoce la importan-

cia de trabajar en la obtención de datos que permitan documentar los impactos de la fragmentación en las poblaciones, principalmente en los aspectos demográficos de la diversidad de aves. Esto sugiere, realizar estudios orientados al monitoreo de las poblaciones de forma que sea posible evaluar la influencia de los cambios en la integridad ecosistémica, la conectividad del hábitat y el cambio climático (Lu *et al.*, 2012; Jarzyna, Porter, Maurer, Zuckerberg, Finley, 2015). Asimismo, y dadas las grandes extensiones sin categoría de protección, es pertinente desarrollar nuevas estrategias que favorezcan la instrumentación y el desarrollo de actividades de aprovechamiento sustentable, donde los sistemas agrosilvopastoriles pueden ser clave para el mantenimiento de las coberturas vegetales y las poblaciones de aves asociadas.

Conclusiones

Los procesos de cambio en el uso de suelo en la región de la Sierra Madre Oriental propiciaron la fragmentación y pérdida de superficie en áreas con coberturas naturales, lo anterior modificó su configuración espacial y estructura, e incrementó la heterogeneidad del paisaje. Los datos obtenidos muestran una clara tendencia al aislamiento de la vegetación original, asociada a factores culturales y antrópicos que generan cambios de uso de suelo hacia actividades agrícolas, ganaderas, de extracción forestal, entre otras. Esta situación degrada paulatinamente los ecosistemas presentes en la zona y amenaza seriamente a las áreas de distribución de las aves, en especial a las que son susceptibles a cambios ambientales (especialistas o hábitat selectivas), así como a las que son endémicas y/o que se encuentran en alguna categoría de riesgo.

El impacto de los procesos de fragmentación y cambios en el uso de suelo sobre las áreas de distribución potencial se acentúa en los sitios donde no existen decretos de áreas dedicadas a la conservación. La falta de representatividad de las Áreas Naturales Protegidas en la zona, demanda la definición de acciones que den respuesta a las necesidades de conservación de la biodiversidad de aves residentes y migratorias que se distribuyen en la región, de forma que sea posible avanzar en las metas de conservación. De no tomarse medidas preventivas se podría perder o reducir la diversidad de aves y otras especies con distribución en la región.

Esta investigación reafirma a la Sierra Madre Oriental como una región importante para la conservación de la avifauna y de la diversidad biológica, en general. El uso de modelos espaciales para analizar los patrones de distribución de las especies y las tendencias de cambio en el paisaje, resultan apropiados para incorporar al análisis el impacto de las actividades humanas en los ecosistemas y la biodiversidad. La información generada es útil como insumo para los tomadores de decisiones, académicos y otros interesados en desarrollar estrategias pertinentes que aseguren la conservación de la biodiversidad de aves y otros grupos faunísticos a nivel regional.

Reconocimientos

El estudio fue elaborado con fondos del proyecto "Los procesos de deforestación en la huasteca potosina, sus implicaciones ante el cambio climático y escenarios futuros" (Semarnat-2006-C01-23754). Al Dr. Adolfo Navarro Sigüenza del Museo de Zoología "Alfonso L. Herrera" de la Facultad de Ciencias de la UNAM por la provisión de datos del Atlas de las Aves de México y comentarios al manuscrito.

Referencias

American Ornithologist's Union. (1998). *Check-list of North American birds*. Washington, D.C., E.U.A.: Committe on Classification and Nomenclature. American Ornithologist's Union.

Anderson, R. P., Gómez-Laverde, M. y Peterson, T. (2002). Geographical distributions of spiny pocket mice in South America: insights from predictive models. *Global Ecology and Biogeography*, 11, 131-141.

Arizmendi-Arriaga, M. C. y Márquez-Valdelamar, L. (2000). *Áreas de importancia para la conservación de las aves de México*. Ciudad de México: Aicas, Cipamex, Conabio, FMCN y CCA.

Arriaga-Weiss, S. L., Calmé, S. y Kampichler, C. (2008). Bird communities in rainforest fragments: guild responses to habitat

variables in Tabasco, Mexico. *Biodiversity and Conservation, 17*(1), 173–190. doi: 10.1007/s10531-007-9238-7

Avian Knowledge Network. (2009). *The eBird reference dataset*. Recuperado de http://www.avianknowledge.net/.

Behrens, T. (2003). Texture Analysis and Neighbourhood Statistics (Versión 1.2) [Software de cómputo]. Weimar, Alemania: Universidad de Jena.

Bennett, J. M., Clarke, R. H., Thomson, J. R. y Mac Nally, R. (2014). Fragmentation, vegetation change and irruptive competitors affect recruitment of woodland birds. *Ecography*, *37*, 001-009. doi: 10.1111/ecog.00936.

Bocco, G., Mendoza, M. y Masera, O. (2001). La dinámica del cambio del uso de suelo en Michoacán. Una propuesta metodológica para el estudio de los procesos de deforestación. *Investigaciones Geográficas*, *44*, 18-38.

Bogaert, J. y Barima, Y. S. (2008). On the transferability of concepts and its significance for landscape ecology. *Journal of Mediterranean Ecology*, *9*, 35-39.

Botello, F., Sarkar, S. y Sánchez-Cordero, V. (2015). Impact of habitat loss on distribution of terrestrial vertebrates in a high-biodiversity region in Mexico. *Biological Conservation*, *184*, 56-65. doi: 10.1016/j.biocon.2014.11.035

Bregman, T. P., Sekercioglu, C. H. y Tobias, J. A. (2014). Global patterns and predictors of bird species responses to forest fragmentation: implications for ecosystem function and conservation. *Biological Conservation*, *169*, 372-383. doi: 10.1016/j.biocon.2013.11.024

Carrara, E., Arroyo-Rodríguez, V., Vega-Rivera, J., Shondube, J., De Freitas, S. y Fahrig, L. (2015). Impact of landscape composition and configuration on forest specialist and generalist bird species in the fragmented Lacandona rainforest, Mexico. *Biological Conservation*, *184*, 117-126. doi: 10.1016/j.biocon.2015.01.014

Chapa-Vargas, L. y Monzalvo-Santos, K. (2012). Natural protected areas of San Luis Potosí, México: ecological representativeness, risks, and conservation implications across scales. *International Journal of Geographic Information Science*, *26*(9), 1625-1641 doi:10.1080/13658816.2011.643801

Chesser, R. T., Banks, R. C., Barker, F. K., Cicero, C., Dunn, J. L., Kratter, A. W., Lovette, I. J., Rasmussen, P. C., Remsen Jr, J. V., Rising, J. D., Stotz, D. F. y Winker, K. (2011). Fifty-Second supplement to the American Ornithologists' Union Check-List of North American Birds. *The Auk*, *128*(3), 600-613.

Christmas Birds Counts. (2009). National Audubon Society AUDUBON. Recuperado de: http://www.audubon.org/content/american-birds-annual-summary-christmas-bird-count

Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas [Conanp] (2003). *Áreas Naturales Protegidas. Escala 1: 4000000*. México: Conanp. Recuperado de http://www.conanp.gob.mx.

Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad [Conabio] (2008). aVerAves (versión 2) [Software de cómputo]. Recuperado de: http://www.conabio.gob.mx.

Contreras-Medina, R., Luna-Vega, I. y Ríos-Muñoz, C. A. (2010). Distribución de *Taxus globosa* (Taxaceae) en México: modelos ecológicos de nicho, efectos del cambio del uso de suelo y conservación. *Revista Chilena de Historia Natural*, *83*, 421-433.

Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (2011). *Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora Appendices I, II and III*. Recuperado de: https://cites.org/eng/app/E-Apr27.pdf

Dirzo, R. y Raven, P. H. (2003). Global state of biodiverity and loss. *Annual Review of Environment and Resources, 28*, 137–167. doi: 10.1146/annurev.energy.28.050302.105532

Domínguez-Cervantes, E. (2009). *Conectividad biológica y social. Zonas de influencia de las áreas naturales protegidas*. Recuperado de: http://www.biodiversidad.gob.mx/publicaciones/versiones_digitales/C5Conectividad.pdf

Eastman, J. R. (2006) IDRISI *Andes Guide to GIS and Image Processing*. EUA: Clark Labs.

Eastman, J. R., Mckendry, J. E. y Fulk, M. A. (1994). *Change and time series analysis in GIS* (2a ed.). Ginebra, Suiza: Unitar.

Elith, J., Graham, C. H, Anderson, R. P., Dudı´k, M., Ferrier, S., Guisan, A., Hijmans, R. J., Huettmann, F., Leathwick, J. R., Lehmann, A., Li, J., Lohmann, L. G., Loiselle, B. A., Manion, G., Moritz, C., Nakamura, M., Nakazawa, Y., Overton, M. J., Peterson, A. T., Phillips, S. J., Richard-

son, K., Scachetti-Pereira, R., Schapire, R. E., Soberón, J., Williams, S., Wisz, M. S. y Zimmermann, N. E. (2006). Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography, 29*(2), 129-151. doi: 10.1111/j.2006.0906-7590.04596.x

Elkie, P. C., Rempel, R. S. y Carr, A. (1999). *Patch analyst user's manual: a tool for quantifying landscape structure*. Ontario, Canadá: Ontario Ministry of Natural Resoures, Boreal Science, Northwest Science y Technology.

Environmental System Research Institute [ESRI] (2008). ArcGIS (versión 9.3) [Software de cómputo]. EUA: ESRI

Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, 34*, 487-515. doi: 10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419

González-García, F. y Gómez de Silva, H. (2003). Especies endémicas: riqueza, patrones de distribución y retos para su conservación. En H. Gómez de Silva y A. Oliveras de Ita (Eds.), *Conservación de aves: experiencias en México* (p.150-194). México: National Fish and Wildlife Foundation-Cipamex-Conabio.

Hernández, P. A., Graham, C. H., Master, L. L. y Albert, D. L. (2006). The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography, 29*(5), 773-785. doi: 10.1111/j.0906-7590.2006.04700.x

Hijmans, R. J., Cameron, S. E., Parra, J. L., Jones, G. y Jarvis, A. (2005). Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology, 25*(15), 1965-1978. doi: 10.1002/joc.1276

Howell, S. N. G. y Webb, S. (1995). A guide to the birds of Mexico and northern Central America. Oxford, Reino Unido: Oxford University Press.

Illoldi-Rangel, P., Sánchez-Cordero, V. y Peterson, A. T. (2004). Predicting distributions of Mexican mammals using Ecological Niche Modeling. *Journal of Mammalogy, 85*(4), 658–662. doi: 10.1644/BER-024

ILWIS 2007. Integrated Land and Water Information System ILWIS 3.3.

International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (2009). *The IUCN red list of threatened species TM*. Recuperado de http://www.iucnredlist.org.

Jarzyna, M. A., Porter, W. F., Maurer, B. A., Zuckerberg, B. y Finley, A. (2015). Landscape fragmentation affects responses of avian communities to climate change. *Global Change Biology, 21*(8), 2942-2953. doi:10.1111/gcb.12885

Koleff, P. y E. Moreno. (2005). Áreas protegidas de México: regionalización y representación de la riqueza. En J. Llorente-Bousquets y J. J. Morrone (Eds.), *Regionalización biogeográfica en Iberoamérica y tópicos afines: primeras jornadas de la Red Iberoamericana de Biogeografía y Entomología Sistemática* (pp. 351-373) México, D.F.: Cyted-UNAM-Conabio.

Lampila, P., Mönkkönen. M. y Desrochers, A. (2005). Demographic responses by birds to forest fragmentation. *Conservation Biology, 19*(5), 1537-1546. doi: 10.1111/j.1523-1739.2005.00201.x

León, M. G. D. de, Pinedo, A. y Martínez, J. H. (2014). Aplicación de sensores remotos en el análisis de la fragmentación del paisaje en Cuchillas de la Zarca, México. *Investigaciones Geográficas, 84*, 42-53. doi: 10.14350/rig.36568

Lillesand, T. M., Keiffer, R. W. y Chipman, J. W. (2004). *Remote sensing and image interpretation* (5a ed.). Nueva York: John Wiley y Sons Inc.

Lu, N., Jia, C., Lloyd, H. y Sun, Y. (2012). Species-specific habitat fragmentation assessment, considering the ecological niche requirements and dispersal capability. *Biological Conservation, 152*, 102-109. doi: 10.1016/j.biocon.2012.04.004

Luna, I., Morrone, J. J. y Espinosa, D. (2004). Introducción. En I. Luna, J. J. Morrone, D. y Espinosa (Eds.), *Biodiversidad de la Sierra Madre Oriental* (pp. 1-2). México, D.F.: Las Prensas de Ciencias, Facultad de Ciencias, UNAM.

Mas, J. F., Velázquez, A. y Couturier, S. (2009). La evaluación de los cambios de cobertura/uso del suelo en la República Mexicana. *Investigación ambiental, 1*(1), 23-39.

McGarigal, K. y Marks, B. J. (1994). *FRAGSTAT: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure* (Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351). Portland: U.S. Department of Agriculture, Forest Service.

Monmonier, M. S. (1974). Measures of pattern complexity for choroplethic maps. *American Cartographer, 1*, 159-169.

Navarro, A. G., Garza-Torres, H. A., López de Aquino, S., Rojas-Soto, O. y Sánchez- González, L. A. (2004). Patrones biogeográficos de la avifauna. En I. Luna, J. J. Morrone y D. Espinosa (Eds.). *Biodiversidad de la Sierra Madre Oriental* (p. 439-467) México, D. F.: Las Prensas de Ciencias, Facultad de Ciencias, UNAM.

Navarro, A. G., Peterson, A. T. y Gordillo-Martínez, A. (2003). Museums working together: the atlas of the birds of Mexico. En N. Collar, C. Fisher y Feare C. (Eds.), *Why museums matter: avian archives in an age of extinction* (p. 207-225). Londres: Bulletin British Ornithologists' Club.

Newbold, T., Scharlemann, J. P. W., Butchart, S. H. M., Şekercioğlu, Ç. H., Alkemade, R., Booth, H. y Purves, D. W. (2013). Ecological traits affect the response of tropical forest bird species to land-use intensity. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences, 280*(1750), 2012-2131. doi: 10.1098/rspb.2012.2131

ORNIthological Information System (2004). ORNIthological *Information System: data providers list*. Disponible en: http://olla.berkeley.edu/ornisnet/.

Ortega-Huerta, M. A. y Peterson, A. T. (2004). Modelling spatial patterns of biodiversity for conservation prioritization in North-eastern Mexico. *Diversity and Distributions, 10*(1), 39-54. doi: 10.1111/j.1472-4642.2004.00051.x

Ortega-Huerta, M. A. y Peterson, A. T. (2008). Modeling ecological niches and predicting geographic distributions: a test of six presence-only methods. *Revista Mexicana de Biodiversidad, 79*, 205-216.

Pearson, R. G., Raxworthy, C. J., Nakamura, M. y Peterson, A. T. (2007). Predicting species distribution from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography, 34*(1), 102-117. doi: 10.1111/j.1365-2699.2006.01594.x

Peterson, R. T. y Chalif, E. L. (1989). *Aves de México. Guía de Campo*. México: Diana.

Phillips, R. P. y Dudík, M. (2008). Modeling of species distribution with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography, 31*(2), 161-175. doi: 10.1111/j.0906-7590.2008.5203.x

Phillips, S. J., Anderson, R. P. y Schapire R. E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling, 190*, 231-259. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026

Phillips, S. J., Dudík, M. y Schapire, R. E. (2004). A maximum entropy approach to species distribution modeling. Documento presentado en Twenty-First International Conference on Machine Learning, Banff Alberta, Canadá.

Ralph, C. J., Geupel, G. R., Pyle, P., Martin, T. E., Desante, D. F. y B. Milá. (1996). Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres (Gen. Tech. Rep. PSW-GTR 159). Albany, CA: Forest Service, U.S. Department of Agriculture

Rempel, R. S., Carr, A. P. y Kaukinen, D. (2008). Patch Analyst extension for ArcMap: (version 4.2) [Software de cómputo]. Ontario Ministry of Natural Resources. Recuperado de http://flash.lakeheadu.ca/~rrempel/patch.

Reyes-Hernández, H., Olvera-Vargas, L., Sahagún-Sánchez, F. J. y Mass-Caussel, J. F. (2009). *Transformation of the forest cover and future scenarios in the Sierra Madre Oriental, Physiographic Region, San Luis Potosí, México.* Documento presentado en 33 International Symposium on Remote Sensing of Environment, Sustaining the Millennium Development Goals. Stresa, Italia. Recuperado de: http://isrse-33.jrc.ec.europa.eu.

Ridgely, R.S., Allnutt, T. F., Brooks, T., McNicol, D. K., Mehlman, D. W., Young, B. E. y Zook, J. R. (2007). Digital distribution maps of the birds of the Western Hemisphere (version 3.0). Arlington, Virginia, EUA: NatureServe.

Ríos-Muñoz, C. A. y Navarro-Sigüenza, A. G. (2009). Efectos del cambio de uso de suelo en la disponibilidad hipotética de hábitat para los psitácidos de México. *Ornitología Neotropical, 20*, 491-509.

Rzedowski, J. (1978). *Vegetación de México*. México. D.F.: Limusa.

Sahagún-Sánchez, F. J., Castro-Navarro, J. y Reyes-Hernández, H. (2013). Distribución geográfica de la avifauna en la Sierra Madre Oriental, México: un análisis regional de su estado de conservación. *Journal of Tropical Biology and Conservation, 61*(2), 897-925.

Sahagún-Sánchez, F. J., Reyes-Hernández, H., Flores-Flores, J. L. y Chapa-Vargas, L. (2011). Modelización de escenarios de cambio potencial en la vegetación y el uso de suelo en

la Sierra Madre Oriental de San Luis Potosí. *Journal of Latin American Geography*, *10*(2), 65-86.

Sánchez-Cordero, V., Cirelli, V., Munguía, M. y Sarkar, S. (2005). Place prioritization for biodiversity representation using species' ecological niche modeling. *Biodiversity Informatics, 2*, 11-23.

Sánchez-González, L. A. y García-Trejo, E. A. (2010). San Luis Potosí. En R. Ortiz–Pulido, Navarro–Sigüenza, A., Gómez de Silva, H., Rojas–Soto, O. y Peterson, T. A. (Eds.), *Avifaunas estatales de México* (pp. 199-242). Pachuca, Hidalgo, México: Cipamex.

Saunders, D. A., Hobbs, R. J. y Margules, C. R. (1991). Biological consequences of ecosystem fragmentation: A review. *Conservation Biology, 5*(1), 18-32. doi: 10.1111/j.1523-1739.1991.tb00384.x

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales [Semarnat] (2010, 30 de diciembre). Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010. Protección ambiental-especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. *Diario Oficial de la Federación*.

Semarnat (2008). *Informe de la situación del medio ambiente en México. Edición 2008. Compendio de Estadísticas Ambientales. México*. Recuperado de: http://apps1.semarnat.gob.mx/dgeia/informe_2008/00_intros/index.html

Sociedad para el Estudio y Conservación de las Aves en México A.C. [Cipamex] - Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad [Conabio]. (1999). *Áreas de importancia para la conservación de las aves. Escala 1: 250 000*. Recuperado de: http://www.conabio.gob.mx.

Stinemann, R. L., Potter, M. A., Butler, D. y Minot, E. O. (2015). Compounding effects of habitat fragmentation and predation on bird nests. *Austral Ecology, 40*(8), 974-981. doi:10.1111/aec.12282.

Stotz, D. F., Fitzpatrick, J. W., Parker III, T. A. y Moskovits, D. K. (1996). *Neotropical birds. Ecology and conservation*. Chicago, EUA: University of Chicago Press.

Suárez-Seoane, S., García de la Morena, E. L., Morales-Prieto, M. B., Osborne, P. E. y De Juana, E. (2008). Maximum entropy niche-based modelling of seasonal changes in little bustard (Tetraxtetrax) distribution. *Ecological Modelling, 219*(1-2), 17-29. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2008.07.035

Trejo, I. y Dirzo, R. (2000). Deforestation of seasonally dry tropical forest: a national and local analysis in Mexico. *Biological Conservation, 94*(2), 133-142. doi: 10.1016/S0006-3207(99)00188-3

Turner, M. A., Gardner, R. H. y O'Neill, R. V. (2001). Landscape ecology in theory and practice: patterns and process. EUA: Springer.

U. S. Geological Survey Global (2009). *U.S. Geological Survey Global 30 Arc-Second Elevation (GTOPO30)*. Recuperado de: http://eros.usgs.gov/#Find_Data/Products_and_Data_Available/gtopo30

Ugalde- Lezama, S., Alcántara-Carbajal, J. L., Valdez-Hernández, J. I., Ramírez-Valverde, G., Velázquez-Mendoza, J. y Tarángo-Arámbula, L. A. (2010). Riqueza, abundancia y diversidad de aves en un bosque templado con diferentes condiciones de perturbación. *Agrociencia*, *44*(2), 159-169.

Ugalde-Lezama, S., Alcántara-Carbajal, J. L., Tarango-Arámbula, L. A., Ramírez-Valverde, G. y Mandoza-Martínez, G. D. (2012). Fisonomía vegetal y abundancia de aves en un bosque templado con dos niveles de perturbación en el Eje Neovolcanico Transversal. *Revista Mexicana de Biodiversidad, 83*(1), 133-143. doi: 10.7550/rmb.30788

Ugalde-Lezama, S., Valdez-Hernández, J. I., Ramírez-Valverde, G., Alcántara-Carbajal, J. L. y Velázquez-Mendoza, J. (2009). Distribución vertical de aves en un bosque templado con diferentes niveles de perturbación. *Madera y Bosques*, *15*(1), 5-26. doi: 10.21829/myb.2009.1511194

Urbina-Cardona J. N. y Flores-Villela, O. (2010). Ecological-niche modeling and prioritization of conservation-area networks for Mexican herpetofauna. *Conservation Biology, 24*(4), 1031-1041. doi: 10.1111/j.1523-1739.2009.01432.x

US BBS (2009). *Monitors terrestrial birds throughout the UK to provide information that underpins the conservation of species and habitats. US Breeding Bird Survey*. Recuperado de: http://www.bto.org/bbs/index.htm.

Van Perlo, B. (2006). *Birds of Mexico and Central America.* EUA: Princeton University Press.

Velázquez, A., Mas J. F., Díaz-Gallegos, J. R., Mayorga-Saucedo, R., Alcántara, P. C., Castro, R., Fernández, T., Bocco, G., Ezcurra, E. y Palacio, J. L. (2002). Patrones y tasas de cambio de uso del suelo en México. *Gaceta Ecológica, 62*, 21-37.

Vitousek, P. M., Mooney, H. A., Lubchenco, J. y Melillo, J. M. (1997). Human Domination of Earth's Ecosystems. *Science, 277*, 494-499. doi: 10.1126/science.277.5325.494

Wang, X., Guillaume, F. y Koper, N. (2014). Measuring habitat fragmentation: An evaluyation of landscape pattern metrics. *Methods in Ecology and Evolution, 5*(7), 634-646. doi: 10.1111/2041-210X.12198

Manuscrito recibido el 16 de octubre de 2016.
Aceptado el 20 de abril de 2017.

Este documento se debe citar como:
Castro-Navarro, J., Sahagún-Sánchez, F. J. y Reyes-Hernández, H. (2017). Dinámica de fragmentación en la Sierra Madre Oriental y su impacto sobre la distribución potencial de la avifauna. *Madera y Bosques, 23*(2), 99-117. doi: 10.21829/myb.2017.2321429

doi:10.21829/myb.2017.2321472

Madera y **Bosques** vol. **23**, núm. **2: 119-131** Verano **2017**

Evaluación de las tasas de deforestación en Michoacán a escala detallada mediante un método híbrido de clasificación de imágenes SPOT

Assessment of deforestation rates in Michoacan at detailed scale through a hybrid classification method of SPOT images

Jean-François Mas[1*], Richard Lemoine-Rodríguez[1], Rafael González[1], Jairo López-Sánchez[2], Andrés Piña-Garduño[2] y Evelyn Herrera-Flores[2]

[1] Universidad Nacional Autónoma de México. Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental. Morelia, Michoacán, México.

[2] Universidad Nacional Autónoma de México. Escuela Nacional de Estudios Superiores. Morelia, Michoacán, México.

* Autor de correspondencia: jfmas@ciga.unam.mx

Resumen

En las últimas décadas, se han registrado altas tasas de deforestación en el estado de Michoacán. En el presente trabajo se puso en marcha un método de clasificación híbrido que combina procesos automatizados, análisis espacial e interpretación visual, el cual permitió generar cartografía de cubierta/uso de suelo para el estado de Michoacán, a escala 1:50 000, con un área mínima cartografiable de una hectárea para 2004, 2007 y 2014. Adicionalmente, se evaluó la fiabilidad de la cartografía generada. La evaluación del mapa para 2007 indicó que la fiabilidad global fue de 83.3%, con un intervalo de confianza de 3.1%. Las tasas de deforestación en Michoacán han disminuido (*i.e.*, 2004–2007; 0.17%, 2007–2014; 0.07%). No obstante, existen dos focos principales de deforestación donde bosques de pino y pino-encino han sido sustituidos por huertas de aguacate (centro del estado) y selvas bajas y medianas han sido transformadas en pastizales (región sierra-costa).

Palabras clave: actualización cartográfica, cartografía de cubierta/uso de suelo, evaluación de la fiabilidad, inventarios forestales, segmentación de imagen.

Abstract

In the last decades, the state of Michoacán has suffered high deforestation rates. In this work, we implemented a hybrid classification method that combines automated processing, spatial analysis and visual interpretation, which enabled us to produce land use/cover maps for Michoacán, scale 1:50 000 with a minimum mapping unit of one hectare for 2004, 2007 and 2014. Additionally, we assessed the accuracy of the elaborated cartography. Accuracy assessment of the 2007 map shows an overall accuracy of 83.3%, with a confidence interval of 3.1%. Deforestation rates have decreased in Michoacán (i.e., 2004–2007; 0.17%, 2007–2014; 0.07%). However, there are two main deforestation hotspots in which pine and pine-oak forests have been replaced by avocado orchards (center part of the State) and deciduous forests have been transformed into grasslands (sierra-costa region).

Keywords: accuracy assessment, forest inventories, land use/cover maps, cartographic updating, forest inventories, image segmentation.

Introducción

En las últimas décadas el planeta ha sufrido un acelerado proceso de cambios de cubierta/uso del suelo (CCUS), debido principalmente a la constante expansión urbana y el establecimiento de nuevas zonas agrícolas (Grimm *et al.*, 2008). Dicho fenómeno ha impactado de forma negativa la cubierta forestal mundial (deforestación). Las regiones del planeta que exhiben mayores tasas de deforestación son los trópicos (Centro y Sur América, Sur y Sureste de Asia y África (Keenan *et al.*, 2015).

México no es la excepción a este fenómeno, pues exhibe altas tasas de CCUS. Según la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura [FAO] (2010), las tasas de deforestación en el país fueron de 0.5% (354 000 ha/año) en el periodo 1990–2000 y de 0.2% (155 000 ha/año) en el periodo 2005–2010. Entre las consecuencias más importantes de la pérdida de cubierta forestal destacan la disminución del potencial de bienes y servicios ambientales que proporcionan los ecosistemas, el calentamiento global, la alteración de ciclos hidrológicos y biogeoquímicos y la pérdida de hábitat (Velázquez *et al.*, 2002).

Para muchas regiones del país no existe información con un nivel de detalle espacial y temporal que permita cuantificar con precisión los CCUS, ni en particular la deforestación. Sin embargo, contar con cartografía de cubierta/uso del suelo (CUS) detallada, reciente y precisa es imprescindible para la toma de decisiones sobre la gestión de los bosques. Los datos de percepción remota han sido ampliamente utilizados para elaborar cartografía de CUS (Millington y Alexander, 2000; Manakos y Braun, 2014; Camacho-Sanabria *et al.*, 2015; Thenkabail, 2015). Sin embargo, el análisis de imágenes de satélite para la elaboración de mapas de CUS y el monitoreo de los CCUS en estados como Michoacán no es una tarea fácil por varias razones: (1) existe una gran diversidad de tipos de vegetación y usos del suelo, además la vegetación puede presentar diversos estados fenológicos y diferentes niveles de degradación (lo que causa confusión espectral al clasificar la CUS), (2) el paisaje presenta un alto grado de fragmentación (compuesto por pequeños parches y fragmentos de vegetación secundaria), (3) los usos del suelo son múltiples (áreas de agricultura de temporal y bosques degradados también se emplean para la ganadería), (4) las cubiertas forestales presentan distintos grados de perturbación, lo cual dificulta definir su estado de conservación/degradación con base en información espectral y (5) el paisaje es dinámico y presenta cambios en diferentes escalas de tiempo (cambios fenológicos, quemas, rotaciones de cultivos o cambios permanentes; Mas *et al.*, 2016). Adicionalmente, el empleo de imágenes de baja resolución espacial no permite detectar parches de deforestación que se presentan en pequeños fragmentos (Mas y Gutiérrez, 2006).

En este artículo se describe un método híbrido de clasificación que emplea procesamiento digital e interpretación visual de imágenes, mediante el cual se generó cartografía de CUS para el estado de Michoacán a escala 1:50 000, lo que permitió detectar pequeños parches de deforestación en todo el estado. Adicionalmente, se evaluó la fiabilidad temática de la cartografía generada, con la finalidad de conocer la confiabilidad de los datos. Finalmente, se analizaron los cambios de CUS a través del periodo 2004–2014.

Objetivos

Los objetivos de este estudio fueron i) definir y poner en marcha un método de clasificación que combina procesamientos automatizados y manuales para elaborar cartografía de CUS del estado de Michoacán a escala 1:50 000 para 2004, 2007 y 2014, ii) evaluar la fiabilidad temática de la cartografía generada mediante un método estadísticamente robusto y iii) analizar los cambios en la cubierta forestal en Michoacán durante la última década.

Materiales y métodos

Área de estudio

El estado de Michoacán (Fig. 1) se ubica en la región Centro Occidente de México y tiene una superficie de aproximadamente 60 000 km^2. Michoacán es uno de los estados más diversos del país en cuanto a tipos de vegetación (Bocco, Mendoza y Masera, 2001). En las zonas templadas se distribuyen bosques de oyamel, pino, encino y pino-encino, mientras que en las zonas cálidas del estado se encuentran selvas caducifolias bajas y medianas. Los bosques del estado de Michoacán han experimentado importantes procesos de CCUS, de los cuales han derivado principalmente pastizales inducidos, pastizales cultivados y cultivos perennes (Bocco *et al.*, 2001; España-Boquera y Champo-Jiménez, 2016).

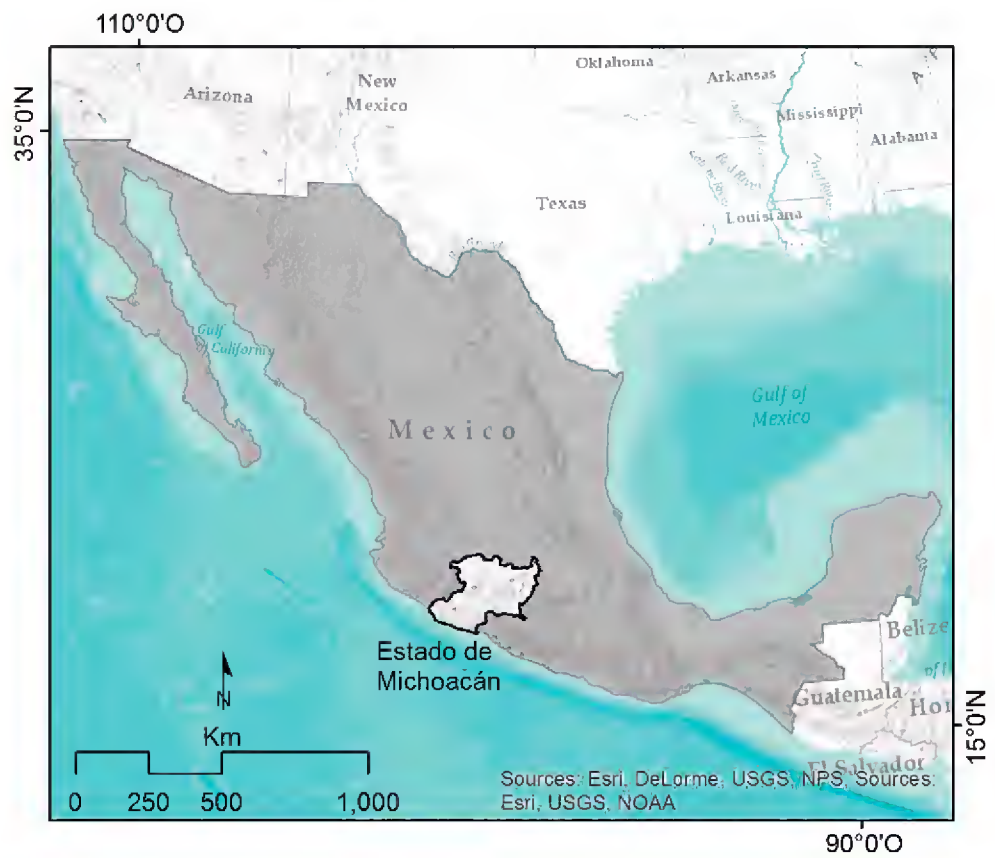


FIGURA 1. Ubicación geográfica del estado de Michoacán.

Materiales

Se emplearon 32 imágenes SPOT 5 multi-espectrales de 10 m de resolución con nivel de procesamiento 1B tomadas durante la estación de sequía (diciembre-marzo) de 2004, 2007 y 2014 y datos de campo del Inventario Nacional Forestal y de Suelos (Infys) 2004-2010 de la Comisión Nacional Forestal (Conafor). Las imágenes SPOT corresponden a la estación seca de cada año debido a que en dicha época se presenta menor nubosidad en las imágenes. Las imágenes SPOT de 2004 y 2014 fueron ajustadas espacialmente respecto a las del año base (2007) mediante correcciones geométricas, empleando una transformación polinomial y el método de re-muestreo del vecino más cercano. Los procesamientos de imágenes se llevaron a cabo en la plataforma de modelado espacial DINAMICA (Soares-Filho, Cerqueira y Pennachin, 2002), el programa de segmentación de imágenes BIS Cloud (Berkeley Image Segmentation, 2015), el Sistema de Información Geográfica QGIS (QGIS Development Team, 2015) y el ambiente para análisis estadísticos R (R Core Team, 2014; RStudio Team, 2015).

Método de clasificación

En este trabajo se desarrolló un método híbrido que combina procesamiento digital e interpretación visual para generar mapas de diferentes fechas con base en procesos de mejora de la escala de cartografía existente, actualización y desactualización cartográfica, similar al método de clasificación interdependiente de la FAO (1996). Como primer paso, mediante la foto-interpretación de las imágenes SPOT de 2007, se generó un mapa escala 1:100 000 del estado de Michoacán en QGIS. La escala de dicho mapa no fue más detallada debido a que éste entraría posteriormente a un proceso semi-automatizado de afinación de su resolución. El sistema clasificatorio empleado fue una adaptación del sistema de las series de vegetación y uso de suelo del Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (Inegi), basado en información estructural, florística y fenológica, tomando en cuenta los elementos discernibles en imágenes multi-espectrales. La cartografía utilizada estuvo compuesta por 16 categorías de CUS: agricultura de riego, agricultura de temporal, cultivo perenne, asentamientos humanos, pastizal inducido/cultivado, bosque de encino, bosque de oyamel, bosque de pino, bosque mesófilo, bosque de pino-encino, selva baja caducifolia, selva mediana caducifolia, cuerpos de agua, manglar, popal-tular y áreas sin vegetación aparente. Además, se diferenciaron las categorías correspondientes a cubiertas forestales en dos clases dependiendo del estado de conservación de la vegetación (primario y secundario). Este mapa fue revisado por foto-intérpretes del Inegi y posteriormente corregido para mejorar su precisión.

Posteriormente, se detalló la escala del mapa de CUS de 2007 escala 1:100 000 obtenido mediante interpretación visual (Fig. 2a), con la finalidad de obtener un mapa escala 1:50 000. Para ello, se segmentaron las imágenes SPOT 2007 mediante la plataforma de segmentación en línea BIS Cloud, obteniendo grupos de píxeles espectralmente homogéneos, con un área mínima de una hectárea (Fig. 2b). Como siguiente paso, en QGIS se intersectaron el mapa 2007 de CUS 1:100 000 y los segmentos obtenidos con las imágenes SPOT del mismo año, asignando una categoría del mapa a cada segmento, con base en la categoría del mapa que cubriera mayor proporción de cada segmento (Fig. 2c). Posteriormente se calculó en R una función de densidad para cada categoría (Li y Racine,

2003; Hayfield y Racine, 2008), la cual indica la probabilidad para un segmento con un valor espectral específico de pertenecer a una categoría particular del mapa. Para estimar la densidad de probabilidad, se utilizó el método de estimación de Kernel propuesto por Aitchison y Aitken (1976). Este es un método de estimación de densidad de probabilidad no paramétrico que no considera ningún supuesto sobre el tipo de distribución de los datos. En este caso, permite estimar la probabilidad de que un segmento pertenezca a una categoría de CUS con base en su valor en una o varias bandas espectrales (Fig. 2d).

De esta forma, se identificaron los segmentos que presentaron una respuesta espectral que no correspondió a la categoría que recibieron del mapa (respuesta atípica). Adicionalmente, se generó en R una clasificación digital supervisada mediante un algoritmo de árbol C5 (Quinlan, 1993), el cual asigna una categoría a cada segmento con base en su respuesta espectral únicamente. Dicha categoría sirve como referencia de la confusión espectral de los segmentos que son verificados visualmente (Fig. 2e). Finalmente, se realizó la interpretación visual de los segmentos atípicos y de aquellos a los que la clasificación automatizada asignó una categoría diferente a la del mapa en QGIS. El intérprete decidió si el segmento permanecía con la categoría del mapa o representaba un cambio respecto al mapa mediante criterios de interpretación visual: textura, patrón, tamaño, forma y tonalidad de los segmentos de la imagen. De esta forma se generó el mapa de 2007 a escala 1:50 000 (Fig. 2f). En una etapa siguiente, se realizó la segmentación de las imágenes de 2004 y 2014 que permitieron desactualizar (hacia el pasado, para generar el mapa 2004) y actualizar (mapa 2014) el mapa de 2007, empleando el mismo método.

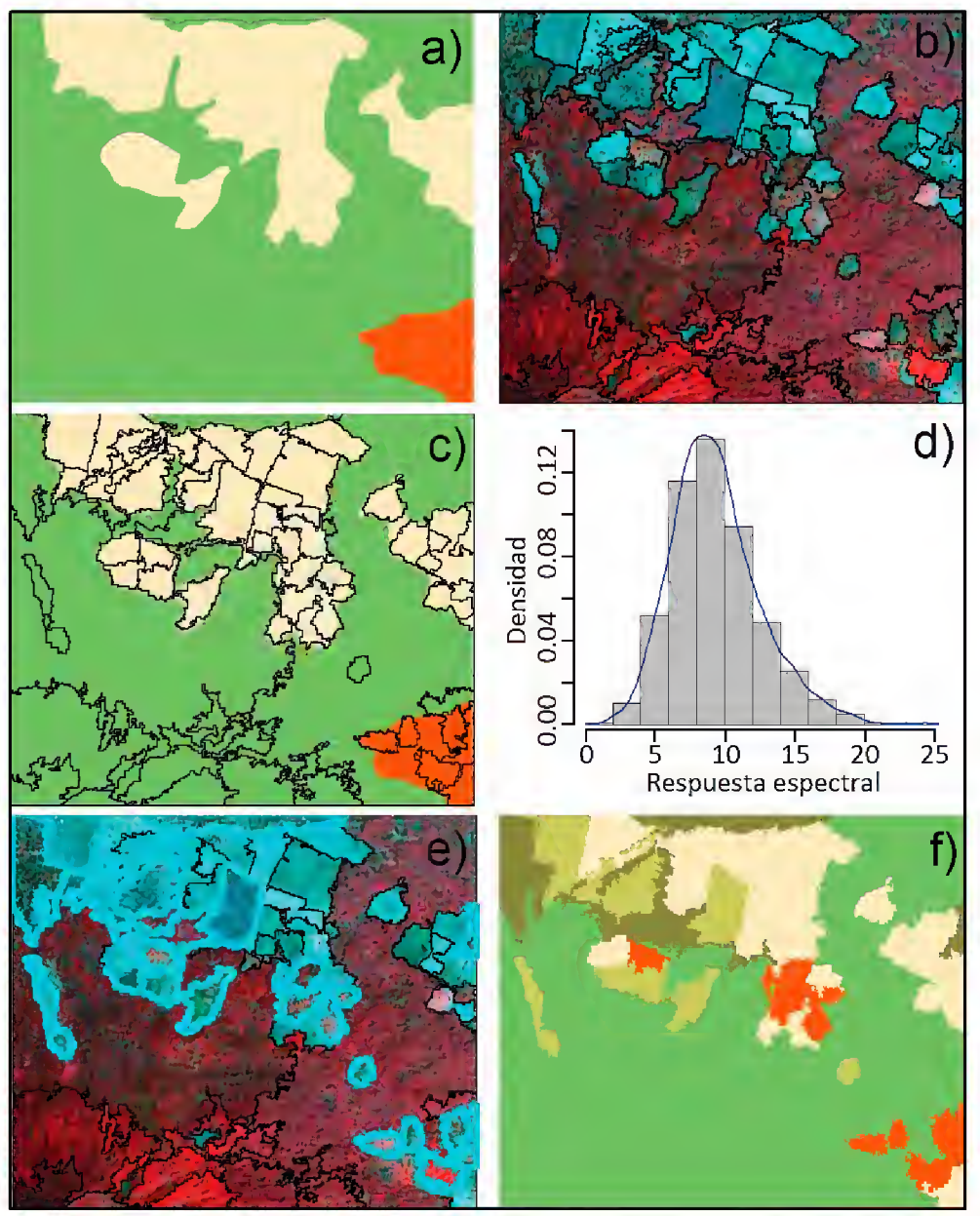


FIGURA 2. Etapas del método híbrido de clasificación: a) Mapa foto-interpretado de 2007 escala 1:100 000, b) Segmentos generados a partir de la imagen SPOT de 2007, c) Intersección entre el mapa 1:100 000 y la segmentación, d) Histograma de densidad de segmentos para la categoría bosque de pino-encino primario (banda 4), los valores de densidad menores a 0.02 corresponden a segmentos con una respuesta espectral atípica para dicha categoría, e) Se resaltan en azul los segmentos que exhiben una respuesta atípica para su categoría del mapa y f) Mapa de 2007 escala 1:50 000.

Evaluación de la fiabilidad temática y de los CCUS

Esta evaluación se enfocó en el mapa de 2007 debido a que fue el mapa base para generar los de 2004 y de 2014 y, por lo tanto, la calidad de estos últimos dependería del primero. De acuerdo con lo sugerido por Olofsson *et al.* (2014), se determinó el tamaño de la muestra con base en una aproximación normal, presumiendo un mapa con una fiabilidad global de 80% y un intervalo de confianza inferior a 3%. Se seleccionaron 946 sitios de verificación con base en un muestreo aleatorio estratificado. La estratificación del muestreo, utilizando las categorías del mapa, permitió escoger el número de sitios para cada categoría. Para corregir los sesgos de representación entre categorías se aplicó el método propuesto por Card (1982) y Olofsson *et al.* (2014) utilizando el complemento *AccurAssess* en QGIS

(Mas *et al*., 2014). Este método permite evaluar el valor de varios índices de fiabilidad, así como su certidumbre (intervalo de confianza). Los índices calculados fueron: (1) la fiabilidad global (proporción del mapa correctamente clasificada), (2) la fiabilidad del usuario (relacionada con los errores de comisión de la categoría) y (3) la fiabilidad del productor (relacionada con los errores de omisión de la categoría).

Se fotointerpretó cada sitio de verificación en imágenes con resolución espacial de 2.5 m, resultado de la fusión entre la banda pancromática (2.5 m) y las bandas multi-espectrales (10 m) de SPOT y en imágenes de muy alta resolución de GoogleEarth. La categoría obtenida por foto-interpretación para cada sitio se comparó con la información del mapa escala 1:50 000 para construir una matriz de confusión. Finalmente, se realizaron salidas de campo para apoyar la interpretación de 110 sitios de verificación difíciles de interpretar en las imágenes, ubicados principalmente en áreas de selva baja caducifolia, bosque de encino y bosque mesófilo. Debido a que dichos sitios fueron clasificados en imágenes de 2007, se verificó en imágenes de 2014 que no exhibieran cambios para evitar errores debido a la fecha del trabajo de campo respecto a la del mapa evaluado. Adicionalmente, con la finalidad de realizar una segunda evaluación de la cartografía, se llevó a cabo un ejercicio de comparación con los datos de campo del Infys 2004–2010. Dicha evaluación consistió en intersectar los puntos de muestreo de campo del Infys con el mapa de 2007 y cuantificar las coincidencias (aciertos) y los errores de clasificación.

Finalmente, se realizaron estadísticas de cambio con base en la cartografía generada, enfocadas en cuantificar la deforestación en el estado de Michoacán durante la última década (área neta deforestada anualmente y tasas de deforestación). Dichas estadísticas fueron calculadas a nivel estatal y municipal para ambos periodos (2004–2007 y 2007–2014), con base en la fórmula propuesta por la FAO (1995):

$$\delta_n = \left(\frac{S_2}{S_1}\right)^{1/n} - 1$$

Donde:

S_1: Superficie del mapa fecha 1

S_2: Superficie del mapa fecha 2

n: número de años entre ambas fechas

Resultados y discusión

El método de híbrido de clasificación desarrollado en este trabajo permitió obtener mapas de CUS del estado de Michoacán para 2004, 2007 y 2014, a escala 1:50 000, con una unidad mínima cartografiable de una hectárea. Una vez obtenido el mapa base de 2007, generar los mapas de 2004 y 2014 requirió el trabajo de tres personas durante un periodo de tres meses. Parte de este tiempo fue dedicado a editar manualmente los mapas para corregir incongruencias en los límites entre imágenes. Lo anterior equivale aproximadamente a una semana de trabajo por escena SPOT completa o bien 0.7 minutos por kilómetro cuadrado cartografíado.

Existe una gran variedad de métodos de detección de cambios con imágenes de satélite (Hussain, Chen, Cheng, Wei y Standley, 2013). Las principales ventajas del método son: i) la segmentación de imagen permite generar objetos (segmentos) que corresponden a unidades del paisaje (fragmentos de bosques, parcelas agrícolas) y evita la obtención de pixeles aislados en la imagen clasificada (efecto sal y pimienta), ii) la detección de los cambios no se basa en la comparación de los valores espectrales entre fechas, lo cual implica el uso de imágenes de fechas similares y la aplicación de correcciones radiométricas, sino en la detección de segmentos con una respuesta espectral atípica en comparación con los demás objetos de la misma imagen y iii) el método se basa en clasificaciones interdependientes, similar al método de clasificación interdependiente propuesto por la FAO (1996), lo cual evita la creación de cambios erróneos por clasificaciones independientes y permite elaborar mapas de distintas fechas que son congruentes en el tiempo.

La verificación en campo de sitios que representaban altos niveles de confusión espectral permitió mejorar la cartografía. De los 110 sitios verificados en campo 23 presentaban errores de categoría, 12 correspondían a errores

entre primario y secundario de la misma categoría y 66 estaban correctamente clasificados. La evaluación del mapa de 2007 basada en el muestreo aleatorio estratificado indica que la fiabilidad global es de 83.3%, con un intervalo de confianza de 3.1%. Los demás índices se encuentran en la tabla 1.

La mayoría de las categorías del mapa de 2007 presentaron índices de fiabilidad satisfactorios salvo el bosque mesófilo, el bosque de oyamel secundario y el bosque de pino secundario. Sin embargo, la mayor parte de los errores de clasificación se presentaron entre categorías cercanas (primario y secundario de un mismo tipo de bosque). Estos errores temáticos pueden deberse principalmente a la dificultad para detectar un tipo de vegetación tan fragmentado, como por ejemplo, el bosque mesófilo que se encuentra en el estado de Michoacán. En cuanto a los errores entre categorías de vegetación secundaria, estas pueden presentar respuestas espectrales muy

Tabla 1. Índices de fiabilidad del mapa de 2007.

Categoría	*Fiabilidad del usuario*	*Intervalo de confianza*	*Límite inferior*	*Límite superior*	*Fiabilidad del productor*	*Intervalo de confianza*	*Límite inferior*	*Límite superior*
Agr r	**0.72**	0.13	0.59	0.85	**0.93**	0.08	0.84	1.00
Agr t	**0.72**	0.13	0.59	0.85	**0.83**	0.10	0.72	0.93
Cult P	**0.93**	0.07	0.86	1.00	**0.97**	0.04	0.93	1.00
AH	**0.95**	0.06	0.89	1.00	**0.86**	0.21	0.66	1.00
Pz	**0.93**	0.08	0.85	1.00	**0.68**	0.10	0.59	0.78
B Q	**0.65**	0.14	0.51	0.79	**0.76**	0.16	0.59	0.92
B Q sec	**0.70**	0.14	0.56	0.83	**0.86**	0.08	0.78	0.95
B A	**0.86**	0.10	0.76	0.96	**0.78**	0.32	0.46	1.00
B A sec	**0.56**	0.15	0.41	0.71	**0.07**	0.11	0.00	0.18
B P	**0.81**	0.12	0.70	0.93	**0.78**	0.14	0.64	0.92
B P sec	**0.51**	0.15	0.36	0.66	**0.79**	0.22	0.57	1.00
B M	**0.35**	0.14	0.21	0.49	**1.00**	0.00	1.00	1.00
B M sec	**0.33**	0.38	0.00	0.71	**0.00**	0.00	0.00	0.00
B PQ	**0.91**	0.09	0.82	0.99	**0.83**	0.08	0.75	0.92
B PQ sec	**0.65**	0.14	0.51	0.79	**0.91**	0.08	0.82	0.99
SBC	**0.91**	0.08	0.82	0.99	**0.92**	0.04	0.87	0.96
SBC sec	**1.00**	0.00	1.00	1.00	**0.86**	0.09	0.77	0.95
SMC	**0.79**	0.12	0.67	0.91	**0.46**	0.17	0.29	0.63
SMC sec	**0.64**	0.14	0.50	0.79	**0.88**	0.15	0.73	1.00
Agua	**0.88**	0.10	0.79	0.98	**0.83**	0.24	0.59	1.00
Manglar	**1.00**	0.00	1.00	1.00	**1.00**	0.00	1.00	1.00
PT	**0.74**	0.13	0.61	0.87	**0.77**	0.32	0.45	1.00
SVA	**0.84**	0.11	0.73	0.95	**0.26**	0.37	0.00	0.63

Agr r=Agricultura de riego, Agr t=Agricultura de temporal, Cult P=Cultivo perenne, AH=Asentamientos humanos, Pz=Pastizal, B=Bosque; Q=Encino, A=Oyamel, P=Pino, M=mesófilo, PQ=Pino-encino, sec=Secundario, SBC=Selva baja caducifolia, SMC=Selva mediana caducifolia, PT=Popal-tular y SVA=Sin vegetación aparente.

similares y ser difíciles de diferenciar incluso en las imágenes de alta resolución. Debido a lo anterior, la cartografía elaborada permite un monitoreo fiable de la deforestación, pero no de la degradación forestal.

De acuerdo con la comparación con datos del Infys, las categorías de CUS coinciden en la mayoría de sitios (> 72% del total de puntos). Parte de la incongruencia existente podría atribuirse a diferencias de temporalidad entre los datos de campo y el mapa aquí generado, ya que los datos del Infys corresponden a levantamientos en el periodo 2004–2010 y este mapa está basado en imágenes de 2007. A pesar de que los datos de campo del Infys incluyen información detallada sobre las comunidades forestales, sus datos no presentan información respecto a otros tipos de cubiertas y usos del suelo. Además, los sitios de muestreo fueron seleccionados mediante una estratificación basada en el mapa de uso del suelo y vegetación del Inegi y no en el mapa aquí generado, por lo que este último ejercicio de comparación con la cartografía generada en el presente trabajo no permite corregir el sesgo relacionado con el muestreo (Card, 1982) para calcular los índices de fiabilidad temática.

Evaluación de los cambios en la cubierta forestal

Los mapas elaborados para 2004, 2007 y 2014 permitieron realizar un seguimiento detallado de las ganancias y pérdidas de la superficie boscosa en el estado de Michoacán. En la última década, la superficie cubierta tanto por bosques tropicales como templados en Michoacán ha disminuido de forma constante (Tabla 2).

Tabla 2. Superficie de cada tipo de bosque para el estado de Michoacán.

Comunidad forestal	*2004 (ha)*	*2007 (ha)*	*2014 (ha)*
Bosques templados	1 794 700	1 786 243	1 775 087
Bosques tropicales	2 114 855	2 105 246	2 096 208

Durante el periodo 2004-2007 (Fig. 3), se perdieron en promedio 6600 ha de bosque por año. Esta tasa de deforestación disminuyó a alrededor de 3000 ha anuales durante el periodo siguiente (2007-2014; Tabla 3). La deforestación se presentó en pequeños parches, con superficie media de 2.7 ha; Fig. 4).

La deforestación en Michoacán durante el periodo de estudio se ha concentrado principalmente en la región sierra-costa y en el centro del estado (zona aguacatera). También se observaron procesos de recuperación de la cubierta forestal en varias regiones del estado, aunque estos procesos de ganancia son menores que los de pérdida. En particular, se detectaron numerosos parches de pérdida de bosques templados en los municipios de Taretan, Uruapan y Ziracuaretiro, en los cuales ahora están establecidas huertas de aguacate (Fig. 5; Tabla 4). Durante el periodo 2004-2007, se observaron importantes procesos de deforestación de bosques tropicales en Aquila y Chinicuila, relacionados con el establecimiento de pastizales (Fig. 4; Tabla 4). La mayor proporción de los municipios del estado presentan pérdida forestal durante ambos periodos (2004-2007 y 2007-2014). Sin embargo, la superficie deforestada es menor en el segundo periodo (Fig. 5 y 6).

Tabla 3. Ganancia, pérdida y tasa de deforestación en Michoacán por tipo de bosque.

	Periodo 2004–2007			*Periodo 2007–2014*		
Comunidad forestal	*Ganancia neta (ha)*	*Pérdida neta (ha)*	*Tasa de deforestación anual (%)*	*Ganancia neta (ha)*	*Pérdida neta (ha)*	*Tasa de deforestación anual (%)*
Bosques templados	1 004	8 443	0.16	1 144	11 156	0.09
Bosques tropicales	1 976	11 326	0.18	1 947	9 047	0.06
Total	2 980	19 769	0.17	3 091	20 203	0.07

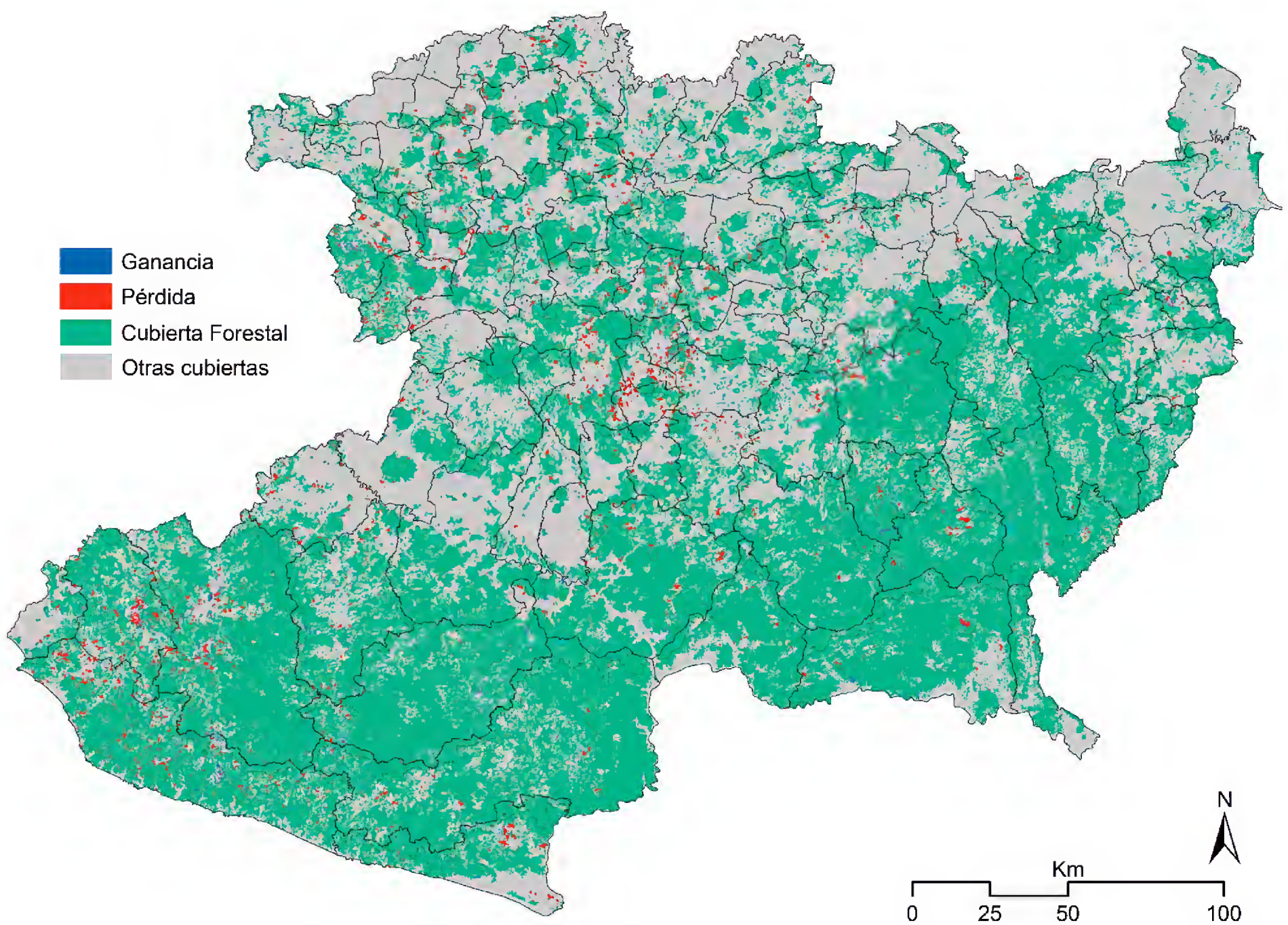


FIGURA 3. Áreas de pérdida (rojo) y ganancia forestal (azul) durante el periodo 2004-2007 en el estado de Michoacán. Las áreas forestales y no forestales en 2004 están representadas en verde y gris respectivamente.

Las tasas de deforestación que se identificaron son inferiores a las encontradas con base en cartografía a escala 1:250 000 para periodos anteriores. Por ejemplo, Bocco *et al.* (2001) encontraron tasas de deforestación de 1.8% y 1% por año para bosques templados y tropicales respectivamente durante el periodo 1976-1993. Mas, Velásquez-Montes y Fernández-Vargas (2005) identificaron tasas de 0.47% y 0.65% por año durante el periodo 1976-2000. La tendencia a la baja de las tasas de deforestación ha continuado durante la última década (Rosete-Vergés *et al.*, 2014). En general, la disminución de las tasas de deforestación en Michoacán y en México pueden deberse a la puesta en marcha de distintos programas; como Pro-arból o pago por servicios ambientales, en el cual, según la FAO (2015), México ocupa el tercer lugar mundial. Además, en las últimas décadas han ocurrido intensos procesos de abandono del campo en México y de migración a zonas urbanas (Programa de la Naciones Unidas para los Asentamientos Humanos, 2011), lo que también puede haber fomentado la disminución de las tasas de deforestación.

CONCLUSIONES

El método de clasificación desarrollado permitió generar en un tiempo razonable cartografía de CCUS detallada (escala 1:50 000) para el estado de Michoacán y detectar

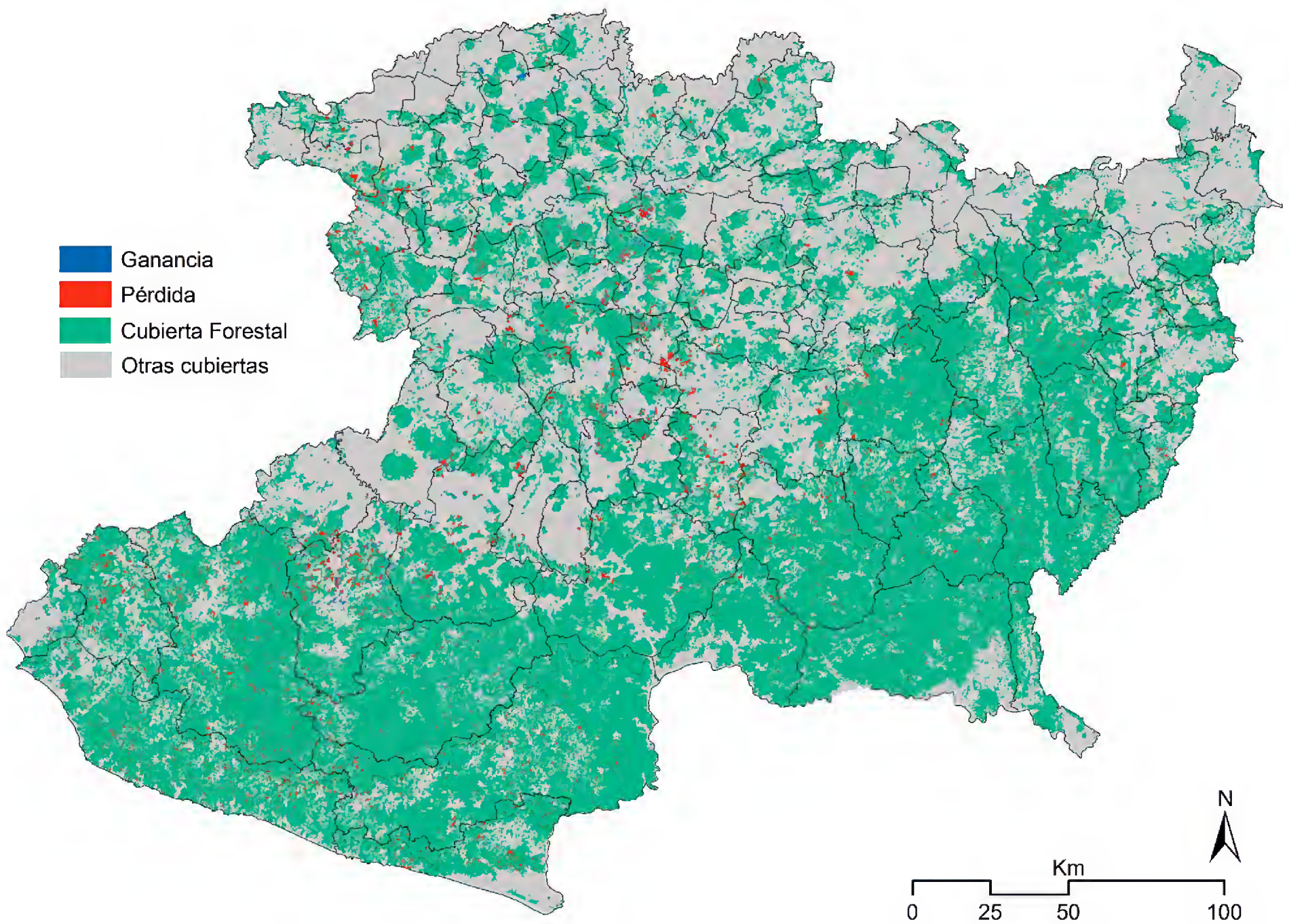


FIGURA 4. Áreas de pérdida (rojo) y ganancia forestal (azul) durante el periodo 2007-2014 en el estado de Michoacán. Las áreas forestales y no forestales en 2007 están representadas en verde y gris respectivamente.

la deforestación, con un nivel de fiabilidad aceptable. Lo anterior fue posible debido a que dicho método se beneficia de las virtudes de los procesamientos automatizados (generar grandes cantidades de datos en poco tiempo) y retoma la fortaleza de los métodos cartográficos tradicionales (interpretación visual de las imágenes). De modo que se obtuvieron polígonos de CUS de forma automática y todos los cambios que presenta la cartografía aquí generada fueron supervisados visualmente. En trabajos futuros, se integrará información bioclimática para afinar este sistema, ya que existe una fuerte relación entre patrones climáticos y de vegetación (Gopar-Merino, Velázquez y de Azcárate, 2015). Además, el método de clasificación interdependiente permitió obtener mapas congruentes entre las distintas fechas. Se monitoreó la deforestación a escala espacial y temporal detallada, detectando pequeños parches de deforestación que no hubieran sido detectados mediante otros métodos o insumos. Se puede también recalcar que todos los procesamientos se llevaron a cabo con programas de código abierto (R, QGIS) y de acceso libre (DINAMICA), a excepción de la segmentación de imágenes. Sin embargo, este último proceso podría realizarse con programas de código abierto como SPRING (Câmara, Souza, Freitas y Garrido, 1996), lo cual vuelve todo el método totalmente reproducible.

Tabla 4. Municipios con mayor pérdida y ganancia forestal en el periodo 2004–2014.

Bosques tropicales				*Bosques templados*			
Municipio	*Ganancia neta (ha)*	*Municipio*	*Pérdida neta (ha)*	*Municipio*	*Ganancia neta (ha)*	*Municipio*	*Pérdida neta (ha)*
Tanhuato	182	Aquila	2 718	Puruandiro	23	Coalcoman	2 176
Maravatio	75	Chinicuila	2 137	Marcos Castellanos	20	Uruapan	2 007
Chucandiro	34	Lázaro Cárdenas	1 403	Caracuaro	20	Ario	1 091
Zacapu	21	Arteaga	1 204	Coahuayana	17	Tingambato	899
Copandaro	20	Coalcoman	1 176	Jacona	14	Salvador Escalante	752
Chilchota	18	La Huacana	1 132	La Piedad	13	Cotija	740
Tlalpujahua	17	Apatzingan	932	Angangueo	5	Taretan	723
Jose Sixto Verduzco	15	Caracuaro	849	Jiménez	4	Ziracuaretiro	672
Jacona	9	Tepalcatepec	779	Cojumatlan	4	Aguililla	660
Angamacutiro	6	Aguililla	690	Huaniqueo	2	Chinicuila	660

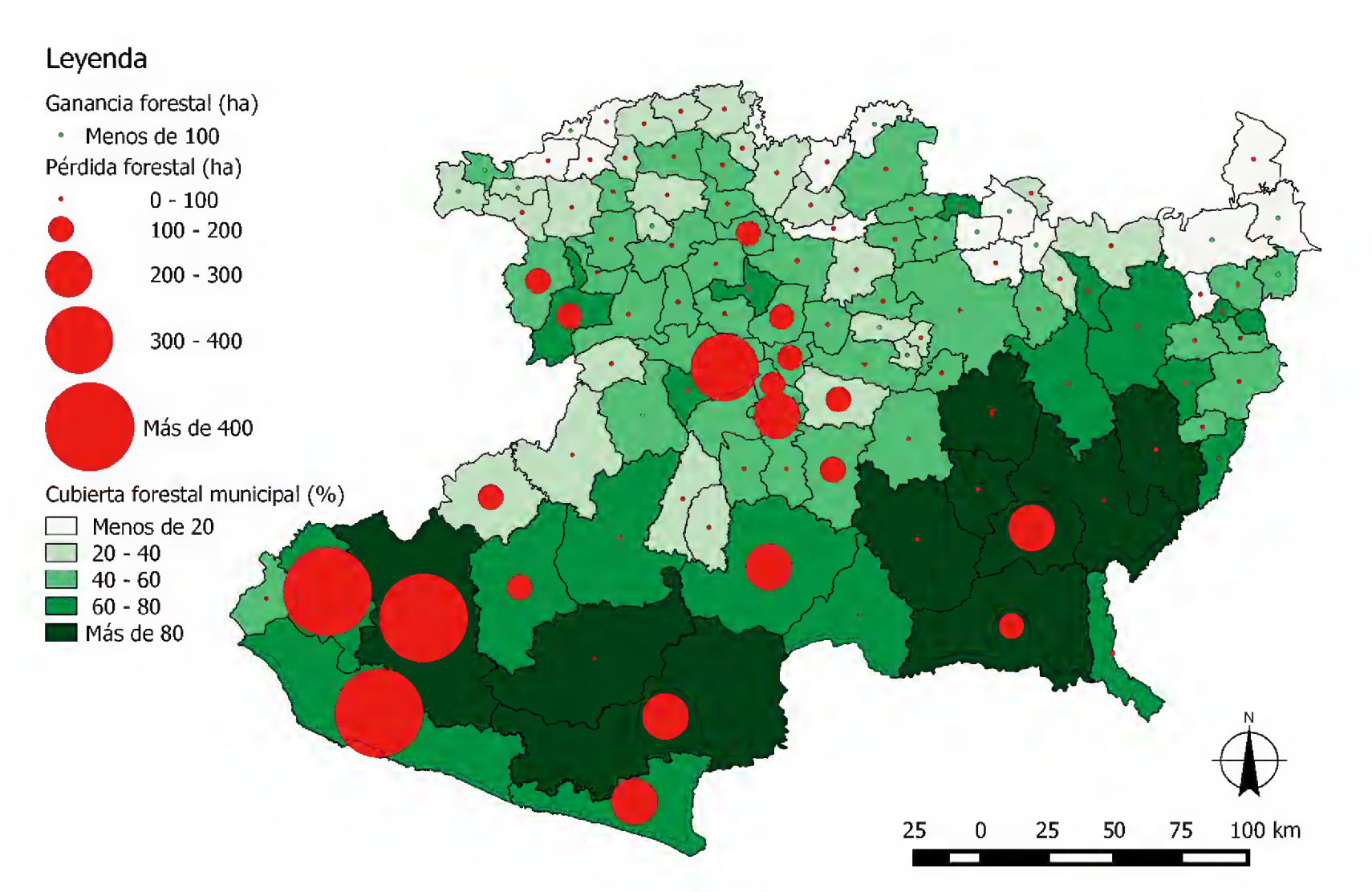


Figura 5. Áreas de pérdida (círculos rojos) y ganancia (círculos verdes) forestal por municipio (2004–2007) en hectáreas por año en el estado de Michoacán.

El fondo en tonos de verde indica la proporción (%) del municipio con cubierta forestal en 2004.

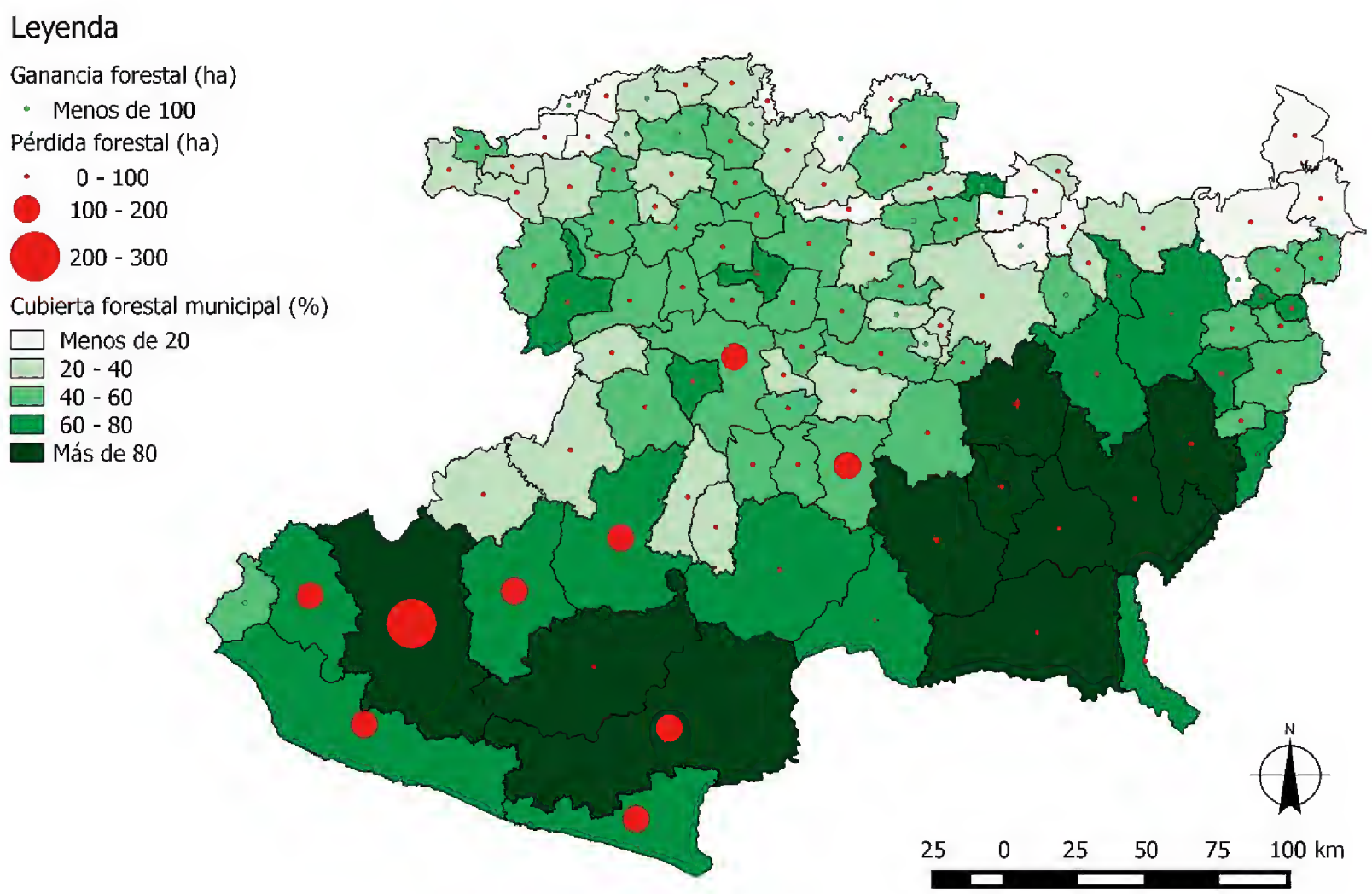


FIGURA 6. Áreas de pérdida (círculos rojos) y ganancia (círculos verdes) forestal por municipio (2007–2014) en hectáreas por año en el estado de Michoacán.

El fondo en tonos de verde indica la proporción (%) del municipio con cubierta forestal en 2007.

Aunque la tasa de deforestación en el estado de Michoacán disminuyó en la última década, es necesario continuar monitoreando los cambios en la cubierta forestal, con particular énfasis en los focos de deforestación identificados en este estudio. Contar con insumos con este nivel de detalle puede ser de gran utilidad para generar planes de ordenamiento y conservación forestal tanto a nivel regional como local. El método propuesto permite también llevar a cabo un monitoreo continuo y detallado de las cubiertas y usos del suelo para evaluar el efecto de políticas de conservación forestal ambientales.

RECONOCIMIENTOS

Este estudio fue financiado por el proyecto "Monitoreo de la cubierta del suelo y la deforestación en el Estado de Michoacán: un análisis de cambios mediante sensores remotos a escala regional" (Fondo Mixto Conacyt-Gobierno del Estado de Michoacán, clave 192429). Las imágenes SPOT fueron obtenidas mediante el convenio ERMEXS-UNAM. También agradecemos a los expertos del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (Inegi) por la revisión de la cartografía aquí generada.

REFERENCIAS

Aitchison, J. y Aitken, C. G. G. (1976). Multivariate binary discrimination by the kernel method. *Biometrike, 63*(3), 413-420. doi: 10.1093/biomet/63.3.413

Berkeley Image Segmentation. (2015). BIS Cloud. Disponible en línea: http://www.imageseg.com

Bocco, G., Mendoza, M. y Masera, O. (2001). La dinámica del cambio del uso del suelo en Michoacán: Una propuesta metodológica para el estudio de los procesos de deforestación. *Investigaciones Geográficas, 44*, 18-38.

Camacho-Sanabria, J. M., Pérez, J., Isabel, J., Pineda-Jaimes, N. B., Cadena-Vargas, E. G., Bravo-Peña, L. C. y Sánchez, M. (2015). Cambios de cobertura/uso del suelo en una

porción de la Zona de Transición Mexicana de Montaña. *Madera y Bosques*, *21*(1), 93-112. doi: 10.21829/myb.2015.211435

Câmara, G., Souza, R. C. M., Freitas, U. M. y Garrido, J. (1996). SPRING: Integrating Remote Sensing and GIS by object-oriented data modelling. *Computers and Graphics, 20*(3), 395-403. doi: 10.1016/0097-8493(96)00008-8

Card, D. H. (1982). Using known map category marginal frequencies to improve estimates of thematic map accuracy. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, *48*(3), 431-439. Recuperado de https://www.asprs.org/wp-content/uploads/pers/1982journal/mar/1982_mar_431-439.pdf

España-Boquera, M. L. y Champo-Jiménez, O. (2016). Proceso de deforestación en el municipio de Cherán, Michoacán, México, (2006-2012). *Madera y Bosques, 22*(1), 141-153. doi: 10.21829/myb.2016.221482

Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura [FAO]. (1995). *Evaluación de los recursos forestales mundiales 1990* (Informe Principal). Roma, Italia: FAO.

Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura [FAO]. (1996). Forest resources assessment 1990. Survey of tropical forest cover and study of change processes. *FAO Forestry Papers*. Roma, Italia: FAO

Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura [FAO]. (2010). *Evaluación de los recursos forestales mundiales 2010* (Informe Principal 163). Roma, Italia: FAO.

Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura [FAO]. (2015). *Evaluación de los recursos forestales mundiales 2015. Compendio de datos*. Roma, Italia: FAO.

Gopar-Merino, L. F., Velázquez, A. y de Azcárate, J. G. (2015). Bioclimatic mapping as a new method to assess effects of climatic change. *Ecosphere*, *6*(1), 1-12. doi: 10.1890/ES14-00138.1

Grimm, N. B., Faeth, S. H., Golubiewski, N. E., Redman, C. L., Wu, J., Bai, X. y Briggs, J. M. (2008). Global change and the ecology of cities. *Science*, *319*(5864), 756-760. doi: 10.1126/science.1150195

Hayfield, T. y Racine, J. S. (2008). Nonparametric Econometrics: The np Package. *Journal of Statistical Software*, *27*(5). doi: 10.18637/jss.v027.i05

Hussain, M., Chen, D., Cheng, A., Wei, H. y Stanley, D. (2013). Change detection from remotely sensed images: From pixel-based to object-based approaches. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, *80*, 91-106. doi: 10.1016/j.isprsjprs.2013.03.006

Keenan, R. J., Reams, G. A., Achard, F., de Freitas, J. V., Grainger, A. y Lindquist, E. (2015). Dynamics of global forest area: results from the FAO Global Forest Resources Assessment 2015. *Forest Ecology and Management, 352*, 9-20. doi: 10.1016/j.foreco.2015.06.014

Li, Q. y Racine, J. S. (2003). Nonparametric estimation of distributions with categorical and continuous data. *Journal of Multivariate Analysis, 18*, 69-100. doi: 10.1016/S0047-259X(02)00025-8

Manakos, I. y Braun, M. (2014). *Land use and land cover mapping in Europe*. Holanda: Springer. doi: 0.1007/978-94-007-7969-3.

Mas, J.-F., Velázquez-Montes, A. y Fernández-Vargas, T. (2005). Monitoreo de los cambios de cobertura del suelo en Michoacán. En L.E. Villaseñor G. *La biodiversidad en Michoacán: Estudio de Estado* (204-206). Morelia, Mich. :Conabio.

Mas, J.-F. y Gutiérrez, I. G. (2006). Evaluación de Imágenes MODIS para el monitoreo de la deforestación en México/Evaluation of modis images to monitor deforestation in Mexico. *Ambiência, 2*(3), 19-27. Recuperado de http://revistas.unicentro.br/index.php/ambiencia/article/view/254/330

Mas, J.-F., Pérez-Vega, A., Ghilardi, A., Martínez, S., Loya-Carrillo, J. O. y Vega, E. (2014). A Suite of Tools for Assessing Thematic Map Accuracy. *Geography Journal*, *2014*, 10. doi: 10.1155/2014/372349

Mas, J.-F., Couturier, S., Paneque-Gálvez, J., Skutsch, M., Pérez-Vega, A., Castillo-Santiago, M. A. y Bocco, G. (2016). Comment on Gebhardt et al. MAD-MEX: automatic wall-to-wall land cover monitoring for the Mexican REDD-MRV Program using all Landsat data. Remote Sens. 2014, 6, 3923–3943. *Remote Sensing, 8*(7), 533. doi: 10.3390/rs6053923

Millington, A. C. y Alexander, R. W. (2000). Vegetation mapping in the last three decades of the twentieth century. En R. Alexander y A. C. Millington. *Vegetation Mapping*, (321-331). Chochester, England: John Wiley & Sons.

Olofsson, P., Foody, G. M., Herold, M., Stehman, S. V., Woodcock, C. E. y Wulder, M. A. (2014). Good practices for estimating area and assessing accuracy of land change. *Remote Sensing of Environment, 148*, 42-57. doi: 10.1016/j.rse.2014.02.015

Programa de la Naciones Unidas para los Asentamientos Humanos. (2011). *El estado de las ciudades de México 2011*. México: Programa de la Naciones Unidas para los Asentamientos Humanos.

QGIS Development Team. (2015). *QGIS Geographic Information System* [Software de cómputo]. Recuperado de http://www.qgis.org/

Quinlan, R. (1993). *C4.5: Programs for machine learning*. San Mateo. CA: Morgan Kaufmann Publishers.

R Core Team. (2014). *R: A language and environment for statistical computing*. Viena, Austria: R Foundation for Statistical Computing.

Soares-Filho, B. S., Cerqueira, G. C. y Pennachin, C. L. (2002). Dinamica - a stochastic cellular automata model designed to simulate the landscape dynamics in an amazonian colonization frontier. *Ecological Modelling, 154*(3), 217–235. doi: 10.1016/S0304-3800(02)00059-5

Rosete-Vergés, F. A., Pérez-Damián, J. L., Villalobos-Delgado, M., Navarro-Salas, E. N., Salinas-Chávez, E. y Remond-Noa, R. (2014). El avance de la deforestación en México 1976-2007. *Madera y Bosques*, 20, 21-35. doi: 10.21829/myb.2014.201173

RStudio Team. (2015). *RStudio: Integrated Development for R*. Boston, MA: RStudio, Inc. Recuperado de L http://www.rstudio.com/.

Thenkabail, P. S. (2015). *Remotely sensed data characterization, classification, and accuracies*. Florida, EUA: CRC Press.

Velázquez, A., Mas, J.-F., Mayorga-Saucedo, R., Díaz, J. R., Alcántara, C., Castro, R., Fernández, T., Palacio, J. L., Bocco, G., Gómez-Rodríguez, G., Luna-González, L., Trejo, I., López-García, J., Palma, M., Peralta, A., Prado-Molina, J. y González-Medrano, F. (2002). Estado actual y dinámica de los recursos forestales de México, *Biodiversitas*, *41*, 8-15. Recuperado de http://www.biodiversidad.gob.mx/Biodiversitas/Articulos/biodiv41art2.pdf

Manuscrito recibido el 8 de diciembre de 2016.
Aceptado el 24 de abril de 2017.

Este documento se debe citar como:
Mas, J.-F., Lemoine-Rodríguez, R., González, R., López-Sánchez, J., Piña-Garduño, A. y Herrera-Flores, E. (2017). Evaluación de las tasas de deforestación en Michoacán a escala detallada mediante un método híbrido de clasificación de imágenes SPOT. *Madera y Bosques, 23*(2), 119-131. doi: 10.21829/myb.2017.2321472

doi:10.21829/myb.2017.232552

Madera y **Bosques** vol. **23**, núm. **2: 133-143** Verano **2017**

Land use and land cover dynamics in the dehesa of Sierra Morena Biosphere Reserve (Sierra Norte de Sevilla Natural Park, Spain), 1956-2007

Dinámica del uso y cobertura del suelo en las dehesas de Sierra Morena (Parque Natural Sierra Norte de Sevilla, España), 1956-2007

Juan Manuel Mancilla-Leytón[1]*, Antonio Puerto-Marchena[1] and Ángel Martín-Vicente[1]

1 Universidad de Sevilla. Departamento Biología Vegetal y Ecología. Sevilla, España.

* Corresponding author. jmancilla@us.es

Abstract

The dehesa, a representative savanna-like ecosystem type, has played and plays an important economic, ecological and social role, in addition to the valuable environmental services that it provides. The present study is focused on the analysis of the changes in the land use /cover of the dehesa in the Sierra Norte de Sevilla Natural Park (Sierra Morena Biosphere Reserve) during the last 50 years. In order to estimate the consequences that the change of land uses and, the activities that are carried out on it have on the dynamics of the dehesa, a diachronic analysis was performed for the period 1956-2007 using the digital geographic information available. The most important changes observed were related to: i) the increase of urban areas, water surface area, reforestation areas, eroded areas, mining areas and dumping sites; and ii) the decrease of cultivation areas, dehesa, scrubland and pastureland. The changing dynamics did not strictly respond only to phytosociological aspects, but it is necessary to explain the evolution of the landscape from the complex balance between biophysical and socioeconomic dynamics, where the current environmental changes also make it very difficult to ensure the persistence of this ecosystem. The present legislation promotes the development of a clear and up-to-date diagnosis of the problems that this ecosystem is facing. In this sense, the geographic information systems may be very useful at establishing the guidelines for the conservation and regeneration of the dehesas, and at spreading their environmental values.

Keywords: conservation, GIS, global change, environmental sciences, environmental values, regeneration.

Resumen

La dehesa, además de los valiosos servicios ambientales que presta, ha jugado y juega un importante papel económico, ecológico y social. En el presente estudio se analizan los cambios en el uso y cubierta del suelo de las dehesas en el Parque Natural Sierra Norte de Sevilla (Sierra Morena) durante los últimos 50 años. Se realizó un análisis diacrónico para el período 1956-2007 utilizando la información geográfica digital disponible. Los cambios más importantes observados estuvieron relacionados con: i) el incremento de las áreas urbanas, la superficie del agua, áreas de reforestación, áreas erosionadas, áreas de minería y vertederos; y ii) la disminución de las áreas de cultivo, de dehesa, de monte bajo y pastos. Las dinámicas encontradas no respondieron exclusivamente a los aspectos fitosociológicos, pero fueron necesarias para explicar la evolución del paisaje desde el complejo equilibrio entre las dinámicas biofísicas y socioeconómicas, donde también los actuales cambios ambientales hacen que sea muy difícil asegurar la persistencia de este particular ecosistema. La actual legislación promueve el desarrollo de un diagnóstico claro de los problemas que este ecosistema enfrenta. En este sentido, los sistemas de información geográfica pueden ser muy útiles en el establecimiento de las directrices para la regeneración y conservación de las dehesas, y en el énfasis de sus valores ambientales.

Palabras clave: conservación, SIG, cambio global, ciencia medioambiental, valores ambientales, regeneración.

Introduction

In Andalucía, the dehesas, a representative savanna-like ecosystem type, comprise vast land areas (1 263 143 ha, a third part of the total coverage), and also in other Spanish counties (mainly Extremadura, Castilla-La Mancha and Castilla-León), and in Portugal (known as *montados*) (Silva and Ojeda, 1997; Silva, 2010). This ecosystem, that derives from a long history of human transformation of Mediterranean forests through clearing, browsing and ploughing to provide food for livestock rearing, are composed of an overstorey of scattered oaks (mainly holm-oak and secondary *Q. suber* L. cork oak), at 20 trees/ha – 30 trees/ha, and an annual grasslands layer (Leiva, Mancilla-Leytón and Martín-Vicente *et al.*, 2015). Shrubs interspersed in the grassland matrix may also occur but they are usually confined to less transformed and intensively grazed patches, usually dedicated to wild game. This ecosystem is not only one of the most representative landscapes of the Iberian Peninsula (3.3 million of hectares – 3.5 million of hectares, according to the Second National Forest Inventory) of great aesthetical, recreational and cultural value (Leiva *et al.*, 2015), but it also shows great relevance regarding the way its resources can be used, favoring production and conservation jointly (Fernández-Alés, 1999; Costa, Martín-Vicente, Fernández-Alés and Estirado *et al.*, 2006). It is a multifunctional exploitation system (agro-forest-pastoral), highly sustainable (scarce inputs and few residues), with which some human communities of the western and southwestern part of the Iberian Peninsula have responded to a set of geoedaphic, biogeographic, economic and social circumstances (Martín-Vicente and Fernández-Alés, 2006). The dehesa plays an important economic, ecological and social role, since, besides providing agricultural, livestock and forest productions to maintain some stable populations and the market, it also performs a set of environmental services such as the conservation of biodiversity (habitat for many species and communities of flora and fauna), the regulation of the water and carbon cycles, protection of soil against erosion or forest fire prevention by acting as firewalls (Costa *et al.*, 2006; Anaya-Romero, Muñoz-Rojas, Ibáñez and Marañon, 2016).

Between the 60s and 80s there was a decrease of the land area assigned to dehesas due to the swine fever, the abandonment of rural habitat and the increase of new ways of agricultural production (Martín-Vicente and Fernández-Alés, 2006). In the last decade, what remains from this ecosystem is in decay and the need for improving the regeneration of trees in the dehesas is an imperative feature acknowledged by the administrations, and it is considered in the recent Andalusian regulations (Law 7/2010, of 14th July, for the Dehesa, BOJA 144), in the less recent regulations of Extremadura (Law 1/1986, of 2nd May, about the Dehesa in Extremadura) and in the background documents for planning the management of the dehesas at a ministerial level (Pulido *et al.*, 2010).

One of the main signs of this decay is the alarming lack of regeneration of trees in a large part of the dehesas of the national territory, with populations of old holm oaks where young individuals are scarce or do not exist (Siscart, Diego and Lloret, 1999; Pulido and Díaz, 2005; Leiva *et al.*, 2015). This phenomenon, due mainly to the rural exodus, which involves the abandonment of the exploitation management, and to the lack of maintenance abilities and skills ("loss of the traditional know-how-to"), becomes worse by the impact of health problems in the trees ("forest decay syndrome" or "drying") which affects many of the dehesas in Andalusia and other counties (see Natalini, Alejano, Vázquez-Piqué, Cañellas and Gea-Izquierdo, 2016) and endangers the persistence of these systems at the medium and long term. However, the probable impact that these processes may be causing on the evolution of the spatial occupation of the dehesa (its reduction, expansion or territorial stability) in a certain region has not been considered in detail, perhaps due to the difficulty of integrating both study scales.

The present Law of the Dehesa in Andalusia promotes the development of a clear and recent diagnosis of the problems that could set the guidelines for its conservation, regeneration and spreading of its environmental values.

Given this imperative need, and there are few studies focused on this issue, it is necessary to evaluate and know the temporal dynamics of the use of holm oak area land in the last few decades. So, in the present study, the temporal dynamics of the land use/cover as dehesa was estimated for the last 50 years, through a diachronic study carried out in Sierra Norte de Sevilla Natural Park (Dehesas de Sierra Morena Biophere Reserve, Spain).

Material and methods

Study area

The study was focused on Sierra Norte de Sevilla Natural Park (37° 40 N, 5° 59 W), western Andalucía (Southern Spain). Sierra Norte de Sevilla Natural Park (177 000 ha), Aracena y Picos de Aroche Natural Park and Sierra de Hornachuelos Natural Park were declared "Dehesas de Sierra Morena" Biosphere Reserve by the United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (Unesco), in November 2002 (Villa and Hernández de la Obra, 2003). It is the largest Biosphere Reserve in the Iberian Peninsula dedicated to the dehesa as a representative landscape of the Mediterranean region. The study area is a mid-mountain region, where dehesas, scrublands, forests and marginal crops create an exceptional mosaic of landscapes. The climate is Mediterranean, with an average annual rainfall between 600 mm and 950 mm and an average annual temperature between 13.4 °C and 17.6 °C. The rain falls mainly between mid-September and mid-May and it is not significant during the summer.

Analysis of the changing processes of land use / land cover

The spatial analysis of information has recently turned a greatly important aspect in science for the knowledge of natural and/or anthropic phenomena (diagnosis performance; generation of guidelines for zoning; support for decision-making, etc.). The increasing awareness about the adverse effects of the breaking-up of the habitats established on the natural systems has fostered an increasing demand on instruments to predict and evaluate the effect that management projects and important infrastructure constructions may have in the connectivity of the natural world (Adriaensen, Chardon and De Blust, 2003).

The landscapes, as every ecological unit, are dynamic in structure, function and spatial pattern. This dynamic condition of the landscape requires time, or temporal changes, to be considered in the quantitative studies. In this framework of dynamic interrelationships among the economic systems and the environmental and social systems of the dehesa, the use of cartography, and more specifically the use of Geographic Information Systems (GIS), has become an instrument of great value (fast and economic) that allows analyzing the changes diachronically.

In order to analyze the temporal dynamics of the land use/cover of the Sierra Norte de Sevilla Natural Park, a diachronic study was carried out. A necessary graphic (maps) and computerized (handling of databases and applications) environment was generated to make it possible to interpret the geographic digital information available, which was named Project ArcMap (Environmental Systems Research Institute [ESRI], 2008).

To make the different maps of changes of use, background cartographic information was employed, which was later processed. For the selection of the borderline of the Sierra Norte de Sevilla Natural Park, the layer of information from Red Natura 2000 in Andalusia was used, in *shape* format, at a detail and recognition scale (at a scale of 1:10 000, 2008). The Land Use and Land Cover Map of Andalusia (LULCMA) for 1956, 1999, 2003 and 2007 (at a scale of 1:25 000) was used as a base (Moreira, 2007). The LULCMA was a result of the Coordination of Information on the Environment (Corine) programme of the European Commission. Corine project offers stable information on land cover and land cover changes across Europe (Muñoz-Rojas *et al.*, 2015). The special reference systems (coordinates systems, map projections, etc.) used in maps was EPSG 23030 (ED 50 / UTM Zone 30N).

This information, in *shape* format, was reclassified according to similarity criteria between each one of the uses following the expert bibliography consulted, with the aim of making it easier to handle the information and

highlighting the land uses/cover that may be truly interesting in this study. The classification of the forest covers was performed regarding the tree species that were predominant in the uses. The "forest areas and natural wooded areas with predominant dense wooded formations" were grouped according to the three predominant plant species, differentiating: i) Dehesas: forest and natural areas with predomination of some generally long life-cycle species of *Quercus*; ii) Forests: forest and natural areas with predomination of some middle-short life-cycle species (Conifers and Eucalyptus). In this way, the number of groups of uses was reduced from 112 to 12: urban, communication routes, mining areas, water surface areas, crops, dehesas, scrublands, grasslands, reforestation, all other vegetation, eroded areas and dumping sites (Table 1).

Table 1. Reclassification of land use and land cover types of Andalusia.

Reclassification		*Codes for use and land cover types **
1	Urban	111, 115, 117, 121, 131, 133, 135, 137 ,141, 151, 153, 155,157, 191, 193, 221, 225
2	Communication routes	131
3	Water surface areas	311, 321, 331, 341, 345
4	Mining areas	151
5	Crops	411, 441, 479, 891, 895, 415, 417, 419, 481, 445, 489, 423, 431, 430, 439, 433, 475, 477, 427, 425, 451, 461, 465, 471, 473
6	Dehesas	510, 611, 615, 711, 715, 811 ,815
7	Reforestation	520, 550, 621, 625, 650, 721, 725, 750, 821, 825, 850, 570, 530, 560, 630, 660, 670, 730, 760, 770, 830, 860, 870
8	Scrublands	911, 915, 917
9	Grasslands	925, 932
10	Other vegetation	540, 580, 640, 680, 740, 780, 840, 880
11	Eroded areas	901, 934, 935
12	Dumping sites	153, 157

* From the Land Use and Land Cover Map of Andalusia (Moreira, 2007)

Results

Table 2 and figure 1 show the results obtained from the diachronic analyses of the land use /cover. Together, the great changes of land use occurred between 1956 and 1999, being lower during the last few years (2003 and 2007). The clear, most important changes observed were related to: the increase of urban areas; water surface area; reforestation areas; eroded areas; mining areas and dumping sites; and to the decrease of cultivation areas, dehesas, scrubland and grassland.

Within the period of 1956-1999 urban surface area increased 58% (144 ha), affecting farming and forest areas (Figs. 1A and B). During more recent periods, urban area, far from stopping, was expanding (4% for the period 1999-2003 and 8% for 2003-2007) (Figs. 1C and D). These increments were significant in the main populations of the Park (Cazalla de la Sierra, El Pedroso, Constantina and Las Navas de la Concepción).

The water surface areas include natural and anthropogenic (reservoirs, irrigation ponds...) ecosystems. These zones have experienced an increment of 260% (almost 2000 ha) during the period 1956-1999, and remained practically stable until 2007 (these data must be regarded with caution, as they are likely to vary among seasons) (Table 2). These increments were basically due to a sharp increase of water coverage of reservoirs, caused by the construction of the Huéznar´s Reservoir at the southern region of the Park, and the Retortillo´s Reservoir, southeast, which are added up to the already existing. El Pintao´s Reservoir at the north, affecting the cultivation areas, dehesas, scrubland and pastureland (Fig. 1).

Reforestations (conifers and eucalyptus) show great increase in the period 1956-1999 (8390 ha, approximately an increase of 3250%), from which there was a slight decrease in 2003 (-700 ha), and was established later within the same values of 1999 in 2007 (Table 2). These new reforested tree masses have substituted mostly dehesa and scrubland areas, being this change significant in the southeastern and southwestern areas of the Park (Fig. 1).

The creation of new dumping sites (almost 10 ha), boosted by the increment of urban zones, as well as the

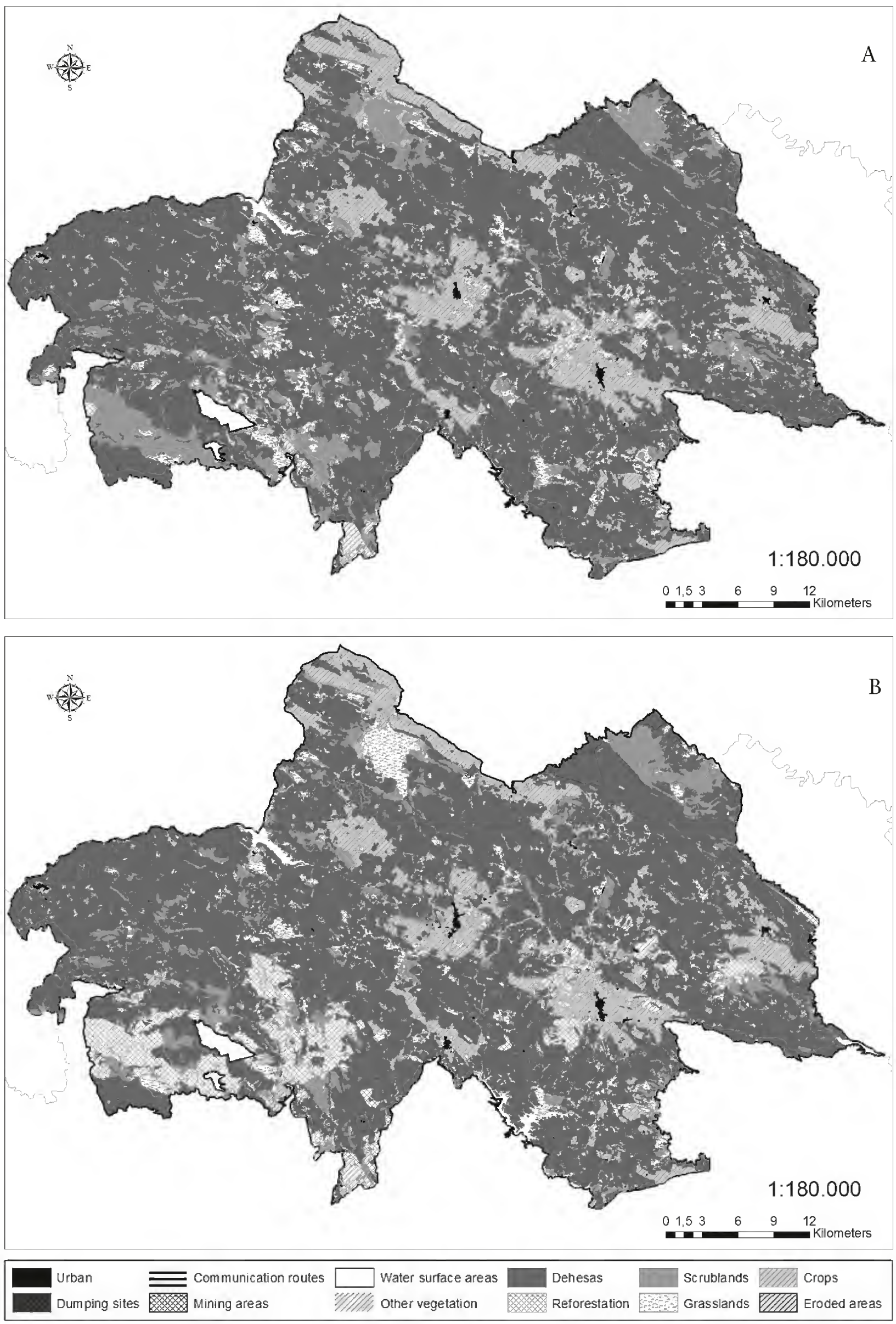


FIGURE 1. Map of Sierra Norte de Sevilla Natural Park by category of use / vegetation cover soil in 1956 (A), 1999 (B), 2003 (C) and 2007 (D). (part 1 of 2).

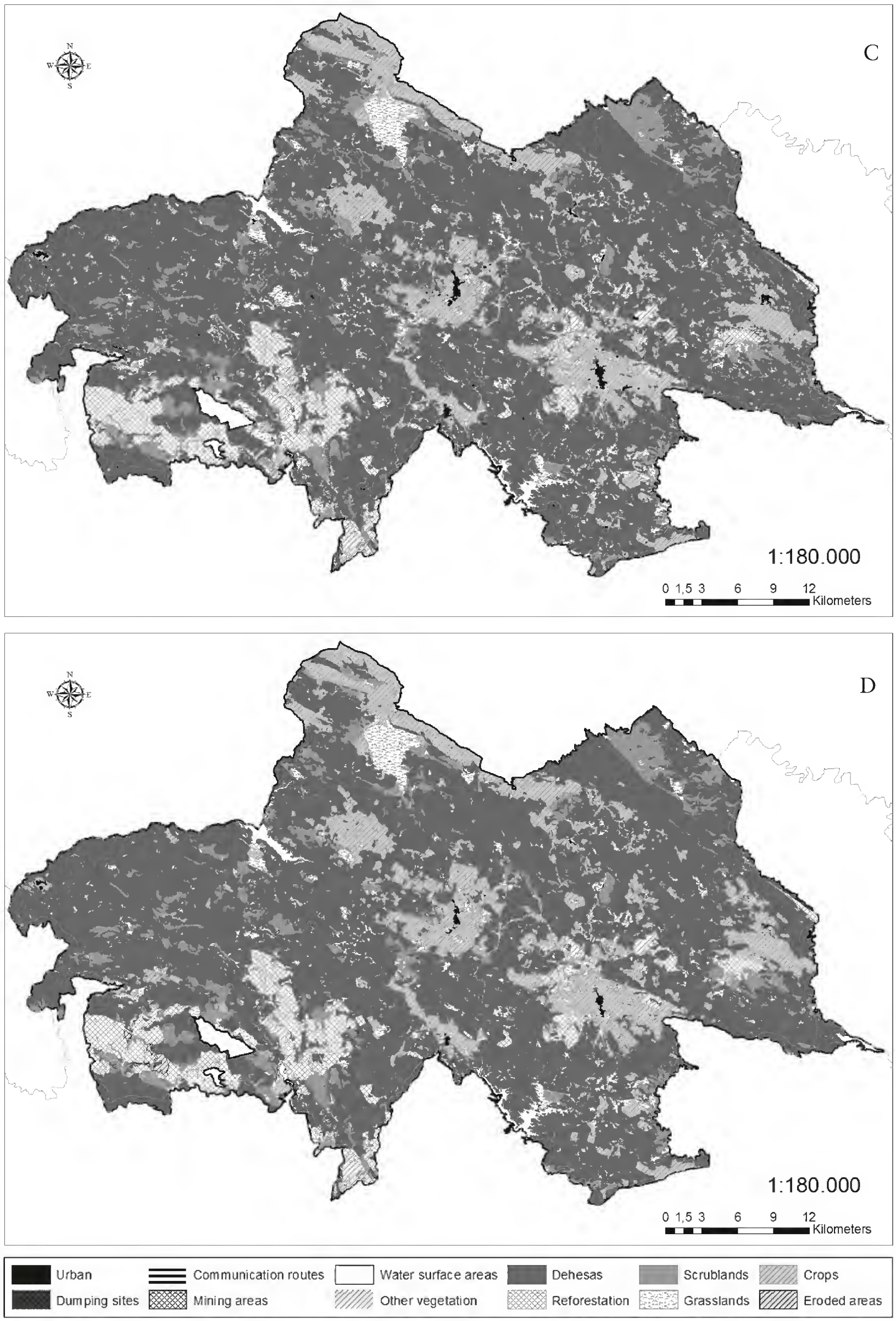


FIGURE 1. Map of Sierra Norte de Sevilla Natural Park by category of use / vegetation cover soil in 1956 (A), 1999 (B), 2003 (C) and 2007 (D). (part 2 of 2).

Table 2. Gain and/or loss (Ha) of Sierra Norte of Sevilla Natural Park by category of use / vegetation cover the soil in the years 1956, 1999, 2003 and 2007.

Category	*1956-1999*	*1956-2003*	*1956-2007*
Communication routes	0.2	0.5	0.5
Water surface areas	1197.4	1168.0	1295.3
Crops	-1328.2	-969.5	-1385.5
Dehesa	-2443.5	-2938.1	-2072.8
Scrublands	-6614.8	-6496.0	-4920.4
Grasslands	129.9	-9.9	-1756.0
Reforestation	8389.5	7731.3	8259.4
Other vegetation	340.1	344.4	149.3
Urban areas	143.7	157.7	190.8
Dumping sites	9.7	9.7	9.7
Eroded areas	157.2	980.1	196.9
Mining areas	18.9	22.3	32.0

increment of eroded areas (especially during the period 1956-2003, more than 900 ha) and the 400% increase of the mining areas (El Cerro del Hierro) from 1956 to 2007, are examples of surface degradation derived from anthropic activities.

The increments of uses were obvious; however, the decreases were even more obvious. As it was previously mentioned, during the period 1956-1999, an important reduction was observed in plant formations such as the scrubland (-6615 ha) and the dehesa (-2443 ha). Likewise, there was also a decrease in the use of crops (-1328 ha). This pattern remains obvious in the period 1956-2003; the loss of land as dehesa becoming even more obvious (-2938 ha) (Table 2; Figs. 1A and B). In the period 2003-2007, the decrease of uses of grassland areas (-1746 ha), cultivation areas (-416 ha) and eroded areas was related to an increase of scrubland areas (1576 ha), dehesa areas (865 ha) and reforestation areas (528 ha) (Table 2; Figs. 1C and D).

The results obtained allow us to perform a detailed "loss and gain" study for each period (Figs. 2 and 3). If we only focus on the use of the dehesa, the data show an important surface loss with time: 9093 ha in the year 1999 (very obvious in the southeastern and southwestern regions of the Park), 9794 ha in the year 2003 and 10 054 ha in the year 2007 with respect to the land use/cover in the year 1956 (Figs. 2 and 3). However, this loss was balanced with gains (reforestations), which were 6650 ha in the year 1999, 6857 ha in 2003 and 7982 ha in 2007 (very obvious in the northeastern region) with respect to the land use/cover in the year 1956 (Figs. 2 and 3). Therefore, there was a "loss" or negative balance (more than 2000 ha) in the period 1956-2007 (Table 2).

Discussion

The results found in the present study showed that the process of change of land uses, consisting of the abandonment of the primary economic activities and the substitution for residential uses or even the absence of uses, represents the transition of an agricultural model, characterized by the subsistence farming (rain-fed, irrigation or under plastic) and the forest exploitation of wood and wood-fuels (conifers and eucalyptus), to a postindustrial model, typically outsourced (tourism). These processes, together with the current processes of complex environmental change (influence of light, orography, predation, scrubland expansion, senescence, phytosanitary state, etc.) make it very difficult to ensure the persistence of this ecosystem (dehesa).

The Andalusian forest surface has been subjected to many operations since man came to this land; the clearing of forests for the expansion of cultivations, the use of wood to supply the metal industry, the grazing, the extraction of wood for the construction of ships and houses and even the burning of forests in several wars have formed the present forest landscape of Andalucía (Emanuelsson, 2009). The economic development experienced by the western countries in the last 50 years has triggered an important change in land use/cover. In the mid-nineteenth century, as a consequence of the confiscations, the most intense process of forest resource appropriation takes place; more than 430 000 ha of mount were alienated in Andalucía, most of these

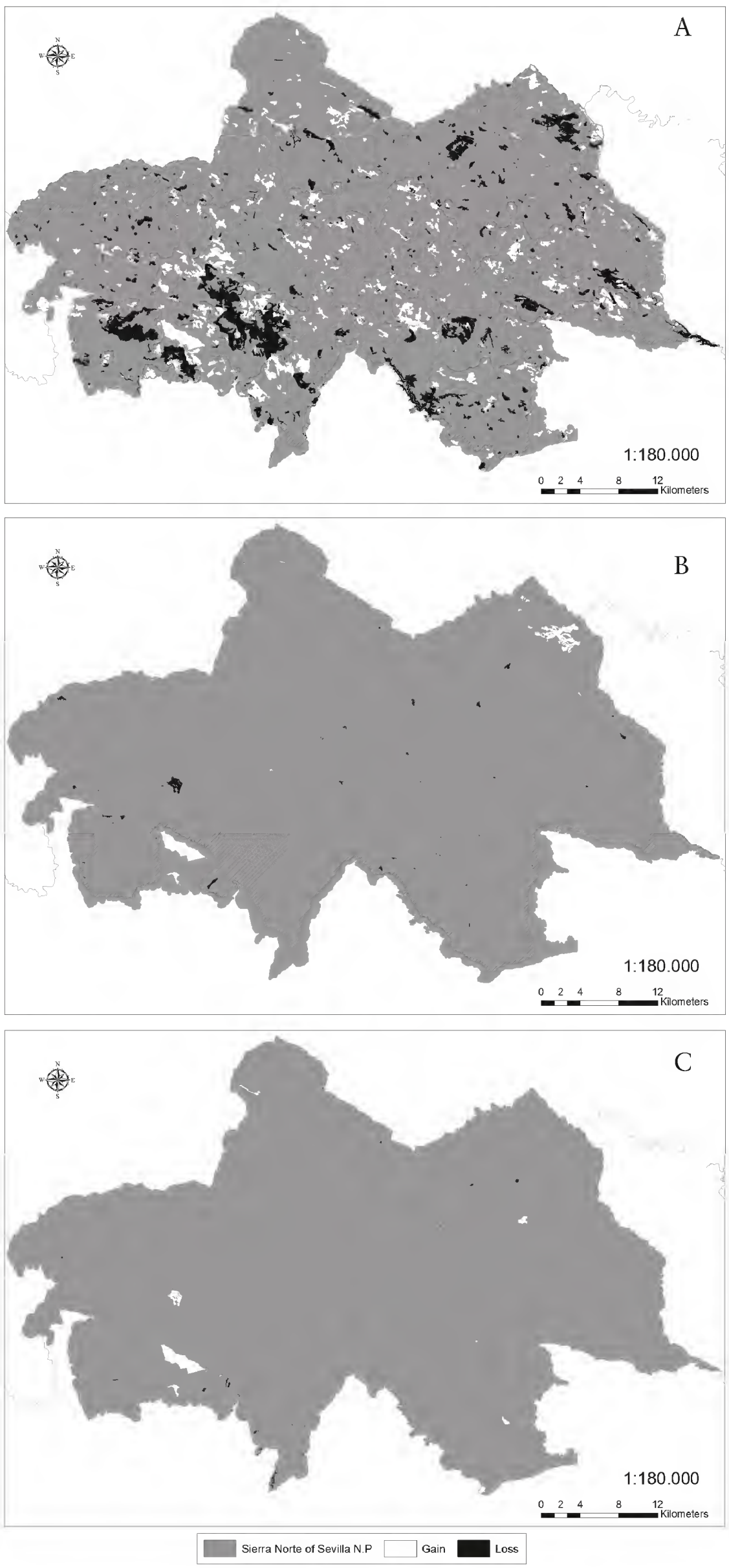


FIGURE 2. Map of the dynamic of the dehesa of Sierra Norte of Sevilla Natural Park from use / vegetation cover the soil in 1956-1999 (A), 1999-2003 (B) and 2003-2007 (C).

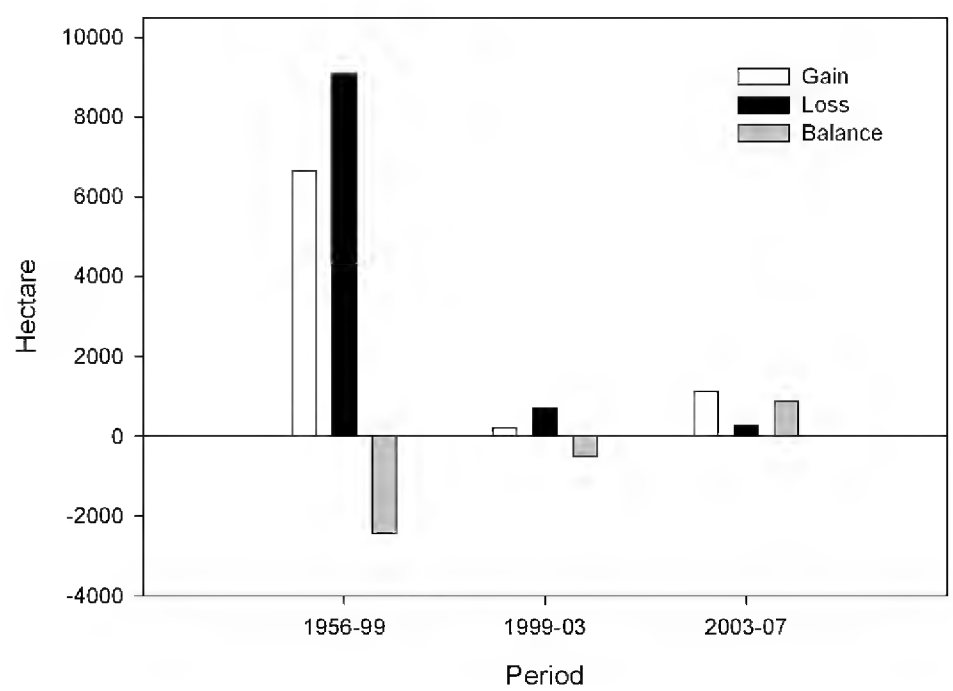


Figure 3. Gain, loss and balance of land use as dehesa for different periods in the Sierra Norte de Sevilla Natural Park.

immediately transformed in order to obtain a quick benefit from wood sales (Ojeda, 2013). The use of the most fertile areas has been intensified, at the same time as the marginal areas have been greatly abandoned, which has changed the structure and functioning of the landscapes (Fernández-Alés, Martín-Vicente, Ortega and Alés, 1992; Grove and Rackham, 2001; Ojeda, 2013). In the first study period, 1956-1999, the crisis of the traditional agricultural system of the mountainous region caused a decrease of the competitiveness of livestock exploitations, structural unemployment, emigration, regression and aging of the population and, consequently, the landscape and environmental change, reflected by the abandonment of the dehesas and cultivation lands, the advance of the scrubland and the appearance of fast-growing forest crops (conifers and eucalyptus) (Ojeda, 2013).

If in this first period traditional exploitation such as improper pruning (charcoaling) and removal of scrubland were the main causes that affected negatively the survival and recruitment of trees in the dehesa (Martín-Vicente and Fernández-Alés, 2006), the modern uses (farming, introduction of crops, as irrigation, intensive livestock breeding, reforestations, construction of new reservoirs...) may be the triggers of the greatest loss of dehesas area until 2003 (also 3000 ha in the period 1956-2003, Table 2), besides being related to the restrictions applied to forest practices in this territory, and perhaps also related to the fact that the investments made in the area were assigned with priority to the tourism sector more than to the recovery of grasslands, dehesas and native vegetation (Álvarez-Carriazo, 2002). Likewise, the abandonment of the marginal, poorly profitable crops and the general depopulation of the rural areas (causing an important urban growth, Table 2), fostered to some extent by the system of community grants carried out in the last few decades, has favored an increase of forest fires, which has resulted in an important decrease of the area occupied by natural vegetation (decreasing scrubland or coppice and dehesa formations, with respect to the previous period studied, while increasing the land occupied by herbaceous formations and reforestations of conifers and eucalyptus).

By last, in the study period 2003-07, the statement of the UNESCO in 2002 "*Dehesas de Sierra Morena*" Biosphere Reserve has apparently changed this tendency, contributing to a decrease in the uses of grasslands, cultivation areas and eroded areas towards an increase of scrublands, dehesas and reforestation areas, with respect to the year 2003 (Table 2, Fig. 2). This is a change in the concept of landscape, by which dynamism clearly substitutes immobility and landscapes are regarded as life spaces (Ojeda and Silva, 2002; Silva, 2010).

Future Prospects and Implications

In the present study, based on the reported processes of changes of land use/cover, the unidisciplinary interpretations were insufficient for interpreting the current landscape of the dehesa in the interval 1956-2007. The change dynamics does not strictly respond only to phytosociological aspects; it is also necessary to explain the landscape evolution from the complex equilibrium between biophysical and socioeconomic dynamics (Gómez-Aparicio, Pérez-Ramos and Mendoza, 2008).

Many studies state that, within the last few decades, the dehesa has decreased dramatically not only in Andalusia, but also in the rest of the Iberian Peninsula (Silva, 2010; Bugalho, Caldeira, Pereira, Aronson and Pausas, 2011). The

dehesa has experienced a change of uses, evolving in most cases through the boost of intensive agriculture, or by the abandonment of agricultural activities and the boost of hunting activities, or through forest cultivation of fast-growth species. Besides the actual loss of land use as a dehesa, the current tree population of the dehesa is far from the favorable conservation state required by the Habitat Directive; the density and state of the trees are unsatisfactory (old age and phytosanitary problems, the "drying"), as well as the conservation state of several species linked to the dehesas (Ferraz-de-Oliveira, Azeda and Pinto-Correia, 2016).

For all this, the management of the dehesa must be focused on the maintenance of an optimal production that can be combined with the conservation of the system at the long term, since most of the traditional rural activities, based on the transmission of success and exclusion of mistakes, have been lost and the active population that keeps the dehesa under use has become old (Law of the Dehesa 7/2010, Green Paper of the Dehesa 2010). In this sense, studies such as the present one may approach, clarify and develop the most adequate sites and techniques, from the economic and ecological perspectives, that ensure the future of the dehesa.

Acknowledgments

The authors wish to thank Juan Carlos Costa for the logistic support and field facilities. We also thank Juan Francisco Ojeda and José Torres for their useful comments on the early version of this manuscript. This study partially was funded by grants from the Consejería de Medio Ambiente (Junta de Andalucía) (OG-039/04). Dra. Fernández lo Faso revised the English of this text. J.M. Mancilla-Leytón gratefully acknowledges the receipt of a Postdoctoral Research Contract (V Plan Propio de Investigación de la Universidad de Sevilla, Ref. II.5.B/2015).

References

Adriaensen, F., Chardon J. P. and De Blust, G. (2003). The application of 'least-cost' modelling as a functional landscape model. *Landscape and Urban Planning, 64*(4), 233-247. doi: 10.1016/S0169-2046(02)00242-6

Álvarez C., J. L. (2002). La reforma de la contabilidad en España. Estudios financieros. *Review contributation, 232*, 219-246.

Anaya-Romero, M., Muñoz-Rojas, M., Ibáñez, B. and Marañón, T. (2016). Evaluation of forest ecosystem services in Mediterranean areas. A regional case study in South Spain.*Ecosystem Services*, *20*, 82-90. doi: 10.1016/j.ecoser.2016.07.002

Bugalho, M. N., Caldeira, M. C., Pereira, J. S., Aronson, J. and Pausas, J. G. (2011). Mediterranean cork oak savannas require human use to sustain biodiversity and ecosystem services. *Frontiers in Ecology and the Environment, 9*(5), 278-286. doi: 10.1890/100084

Costa P., J. C., Martín-Vicente, Á. Fernández-Alés, R. y Estirado O., M. (2006). *Dehesas de Andalucía. Caracterización ambiental.* Sevilla, España: Consejería de Medio Ambiente Junta de Andalucía.

Emanuelsson, U. (2009). *The rural landscapes of Europe: how man has shaped European nature.* Formas, Stockholm: Swedish Research Council Formas.

Environmental Systems Research Institute [ESRI] (2008). ArcGIS (versión 9.3) [Software de cómputo]. Redlands: ESRI.

Fernández-Alés, R., Martín-Vicente, Á., Ortega, F. and Alés, E. E., (1992). Recent changes in landscape structure and function in a Mediterranean region of SW Spain (1950-1984). *Landscape Ecology, 7*(1), 3-18. doi: 10.1007/BF02573953

Fernández-Alés, R., (1999). Dehesas y montados. Bases ecológicas para su gestión. *Revista de Biología*, *17*, 147-157.

Ferraz-de-Oliveira, M. I., Azeda, C. and Pinto-Correia, T., (2016). Management of Montados and Dehesas for High Nature Value: an interdisciplinary pathway. *Agroforestry Systems*, *90*(1), 1-6. doi: 10.1007/s10457-016-9900-8

Gómez-Aparicio, L., Pérez-Ramos, I. and Mendoza, I. (2008) Oak seedling survival and growth along resource gradients in Mediterranean forests: implications for regeneration in current and future environmental scenarios. *Oikos, 117*(11), 1683-1699. doi: 10.1111/j.1600-0706. 2008.16814.x

Grove, A. and Rackham, O, (2011). *The nature of Mediterranean Europe. An ecological history.* New Haven, Connecticut: Yale University Press.

Leiva, M. J., Mancilla-Leytón, J. M. and Martín-Vicente, Á. (2015). Differences in the facilitative ability of two Mediterranean shrubs on holm-oak seedling recruitment in Mediterranean savanna-forest ecosystems. *Ecological Engineering*, *82*, 349-354. doi: 10.1016/j.ecoleng.2015.05.019

Martín Vicente, Á. and Fernández-Alés, R. (2006). Long term persistence of dehesas. Evidences from history. *Agroforests system, 67*(1), 19-28. doi: 10.1007/s10457-005-1110-8

Moreira, J. M. (2007). *Mapa de usos y coberturas vegetales del suelo de Andalucía Escala 1/25.000. Guía Técnica*. Sevilla, España: Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía.

Muñoz-Rojas, M., Jordán, A., Zavala, L. M., De la Rosa, D., Abd-Elmabod, S. K. and Anaya-Romero, M. (2015). Impact of land use and land cover changes on organic carbon stocks in Mediterranean soils (1956–2007). *Land Degradation & Development*,*26*(2), 168-179. doi: 10.1002/ldr.2194

Natalini, F., Alejano, R., Vázquez-Piqué, J., Cañellas, I. and Gea-Izquierdo, G. (2016). The role of climate change in the widespread mortality of holm oak in open woodlands of Southwestern Spain. *Dendrochronologia*, *38*, 51-60. doi: 10.1016/j.dendro.2016.03.003

Ojeda R., J. F. (2013). Claves comprensivas de los paisajes andaluces.*Revista de Estudios Regionales*, *1*, 21-31.

Ojeda R., J. F. and Silva P., R. (2002). Efectos de la implantación del modelo agroambiental y productivista en la Sierra Morena onubense. *Estudios Geográficos*, *63*(246), 69-100. doi: 10.3989/egeogr.2002.i246.261

Pulido, F. J. and Díaz, M. (2005). Regeneration of a Mediterranean oak: a whole-cycle approach. *Ecoscience, 12*(1), 92-102. doi: 10.2980/i1195-6860-12-1-92.1

Pulido F., Picardo, A., Campos, P., Carranza, J., Coleto, J.M., Díaz, M., Diéguez, E., Escudero, A., Ezquerra, F.J., Fernández, P., López, L., Montero, G., Moreno, G., Olea, L., Roig, S., Sánchez, E., Solla, A., Vargas, J.D., Vidiella, A., (2010). *Libro verde de la dehesa. Documento para el debate hacia una estrategia ibérica de gestión, Salamanca*. España: Consejería de Medio Ambiente, Junta de Castilla y León.

Silva P., R. and Ojeda R., J. F. (1997). Dehesas de Sierra Morena y políticas agroambientales comunitarias. *Estudios Geográficos, 227,* 203-226.

Silva P., R. (2010). La dehesa vista como paisaje cultural. Fisonomías, funcionalidades y dinámicas históricas. *Ería, 82*,143-157. doi: 10.17811/er.0.2010.143-157

Siscart, D., Diego, V. and Lloret, F. (1999). Acorn ecology. *Ecological Studies, 137,* 75-87.

Villa D., A. and Hernández de la Obra, J., (2003). *Dehesas de Sierra Morena. Reserva de la biosfera*. Sevilla, España: Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía.

Received: 22 June 2016.
Accepted: 2 February 2017.

This paper must be cited as:
Mancilla-Leytón, J. M., Puerto-Marchena, A. and Martín-Vicente, A. (2017). Land use and land cover dynamics in the dehesa of Sierra Morena Biosphere Reserve (Sierra Norte de Sevilla Natural Park, Spain), 1956-2007. *Madera y Bosques*, *23*(2), 133-143. doi: 10.21829/myb.2017.232552

doi:10.21829/myb.2017.2321522

Madera y **Bosques** vol. **23**, núm. **2: 145-154** Verano **2017**

Influencia de factores edáficos en el crecimiento de una plantación de *Pinus greggii* Engelm. en Santiago de Anaya, Hidalgo, México

Influence of edaphic factors on the growth of a plantation of *Pinus greggii* Engelm. in Santiago de Anaya, Hidalgo, Mexico

Pedro Antonio Domínguez-Calleros[1], Rodrigo Rodríguez-Laguna[2], Juan Capulín-Grande[2], Ramón Razo-Zárate[2] y Manuel Antonio Díaz-Vásquez[1*]

1 Universidad Juárez del Estado de Durango. Facultad de Ciencias Forestales. Durango, Dgo., México.

2 Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Instituto de Ciencias Agropecuarias. Tulancingo, Hgo., México.

* Autor de correspondencia. mdiaz@ujed.mx

Resumen

El objetivo de esta investigación fue evaluar la supervivencia y crecimiento de una plantación de *Pinus greggii* establecida en 2003 en un terreno (2.1 ha) con suelo degradado y escasa precipitación. En especial se evaluó el efecto de las características edafológicas del sitio en el crecimiento de la plantación. Se registraron también la cobertura, la regeneración natural y el material combustible. Para esto, se establecieron 9 sitios circulares de 1/10 ha, en tres bloques de acuerdo a la pendiente del terreno. La supervivencia promedio fue de 91%, con mejores porcentajes en los bloques medio e inferior de la parcela. La altura, diámetro y volumen arrojaron diferencias significativas entre los sitios y bloques, los mayores valores e incrementos se registraron en los árboles de los sitios inferiores del terreno que muestran mayor fertilidad. En promedio la altura fue de 9.4 m, el diámetro de 14.4 cm y el volumen 60.2 m^3 r.t.a. ha^{-1} (metro cúbico de madera en rollo total del árbol en una superficie de 1 ha). En las partes altas del terreno se registró la menor cobertura vegetal (9.6% del suelo), favoreciendo con esto la presencia de elementos vegetales propios de sitios con alta luminosidad, como los magueyes, registrándose en promedio 400 individuos por hectárea. Respecto al material combustible, solo se registró en los sitios inferiores y medios, siendo la biomasa combustible ≥ 5 cm de diámetro la de mayor cantidad (69.2 kg ha^{-1}). Dado que este material se encuentra disperso, no pone en riesgo de incendios a la plantación. Se recomienda realizar preaclareos y podas en los árboles que quedaran hasta el final del turno. Estas acciones reducirán la competencia y aumentaran la calidad de la madera, además de mejorar las condiciones edáficas del sitio mediante la incorporación del material vegetal al suelo.

Palabras clave: áreas degradadas, combustibles en bosques, fertilidad de suelos forestales, plantaciones forestales, reforestación, silvicultura en plantaciones.

Abstract

The aim in this research was to evaluate survival and growth of a *Pinus greggii* plantation established since 2003, in a site (2.1 ha) with degraded soil and scarce precipitation. In particular, site soil characteristics and its influence on the development of the plantation were assessed. Vegetation coverage, natural regeneration and fuel load were also recorded. For this, nine circular sampling plots (1/10 ha) were measured in three random blocks according to the slope. Average survival was 91%, with better percentages in the middle and lower blocks of the plantation. Height, diameter and volume showed significant differences among blocks and subsites; larger values and increments were recorded in trees of the lower sites which are more fertile. In average, height was 9.4 m, diameter 14.4 cm and volume 60.2 m^3 rta ha^{-1}. In the upper portions of the land the lower vegetation cover was found (9.6 % of the soil), favoring the natural regeneration of plants typical in sites with high luminosity, like agaves, registering an average of 400 individuals per hectare. With respect to fuel material, this was found only in the inferior and middle subsites, the most abundant being the material with more than 5 cm in diameter (69.2 kg ha^{-1}). Since this fuel is dispersed all around, it does not represent a threat of fire to the plantation. It is recommended to perform pre thinning and pruning to reduce competition among trees and incorporate organic matter to the soil in order to improve its conditions. These actions will reduce competition and increase the wood quality, as well as improve the edaphic conditions of the site by incorporating the plant material into the soil.

Keywords: degraded areas, forests fuels, forest soil fertility, forest plantations, reforestation, forestry plantations.

Introducción

En el Valle del Mezquital Hidalgo, México, las actividades antropogénicas efectuadas durante la década de los ochenta ocasionaron una fuerte reducción de la cobertura vegetal en los ecosistemas forestales y, con ello, una disminución en los servicios ambientales que los bosques ofrecen. Las plantaciones forestales establecidas por diversas dependencias federales como la Coordinación General del Plan Nacional de Zonas Deprimidas y Grupos Marginados (Coplamar), el Fideicomiso de Riesgo Compartido (Firco) y en años posteriores la Comisión Nacional Forestal (Conafor) cumplen más bien funciones sociales (Varela, 2006). Las actividades de investigación con propósitos de restauración ecológica del área se iniciaron desde 1993, las instituciones que han registrado resultados en este rubro son: la Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, el Colegio de Postgraduados y la Universidad Autónoma de Chapingo (Secretaría de Desarrollo Social - Comisión Nacional de Zonas Áridas, 1994). Estas investigaciones permitieron la creación del Centro Piloto de Conservación de Suelos y Desarrollo Rural en el Alto Mezquital, en 1996, con la participación de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). Entre los trabajos realizados destacan diferentes obras de conservación de suelos y agua, la reintroducción de especies de fauna y las reforestaciones con diversas especies vegetales (Varela, 2006). La especie utilizada con más frecuencia y éxito en las plantaciones forestales del área ha sido *Pinus greggii* Engelm. Investigaciones de Muñoz y Vargas (1988), Domínguez, Návar y Ortíz (2001), De los Ríos, Hoogh y Návar (2009), Gómez *et al.* (2012) y Lopez, Ramírez, Plascenciay Jasso (2004) señalan que este pino muestra una buena adaptación a condiciones adversas de clima y suelo, por lo que se recomienda para reforestaciones con propósitos de restauración de suelos. Sin embargo, nada se sabe de su comportamiento silvícola en plantaciones. Por esta razón, se realizó el presente trabajo en reforestaciones con esta especie en el parque recreativo El Porvenir, en Santiago de Anaya, Hidalgo. En esta plantación, *Pinus greggii* mostró buenos rendimientos en cuanto a supervivencia y crecimiento. Los resultados permiten primeramente, contar con un diagnóstico que señala la supervivencia del arbolado, así como conocer sus características dasométricas. Adicionalmente, proporcionan a los responsables del parque, elementos que apoyen la toma de decisiones en cuanto al manejo forestal de los sitios plantados, de manera que se propicie la regeneración natural, un mejor crecimiento del arbolado y un incremento en la superficie plantada, así como la supervivencia de las plantaciones con esta especie en la región.

Objetivos

El objetivo principal de este trabajo fue evaluar la situación actual de una plantación con *Pinus greggii* Engelm. en Santiago de Anaya, Hidalgo. Por otra parte, se hace una evaluación de las condiciones edafológicas del sitio y el material combustible presente.

Materiales y métodos

Ubicación del área de estudio y los sitios

El área de estudio se ubica en el paraje "La Manga Vieja", en el Parque Recreativo El Porvenir, al norte de la comunidad con el mismo nombre en Santiago de Anaya, Hidalgo, entre las coordenadas geográficas 20º 25' 18.4'' y 20º 30' 2.4" de latitud Norte y 98º 57' 07'' y 98º 53' 04" de longitud Oeste.

El clima es (BS1kw(w)) templado semiseco con verano cálido y lluvias en esta estación, según la clasificación de Köppen, modificada por García (1988), la temperatura media anual es de 17.23 °C. La precipitación promedio anual es de 259.42 mm (Varela, 2006).

El tipo de suelo predominante es la Rendzina, caracterizado por su poca profundidad, de consistencia pegajosa y textura arcillosa, que se desarrolla sobre rocas calizas. Su susceptibilidad a la erosión es moderada, sobre todo en laderas pronunciadas (Varela, 2006).

Se establecieron nueve sitios circulares de 1000 m², en tres bloques (tres por cada bloque), lo que representó

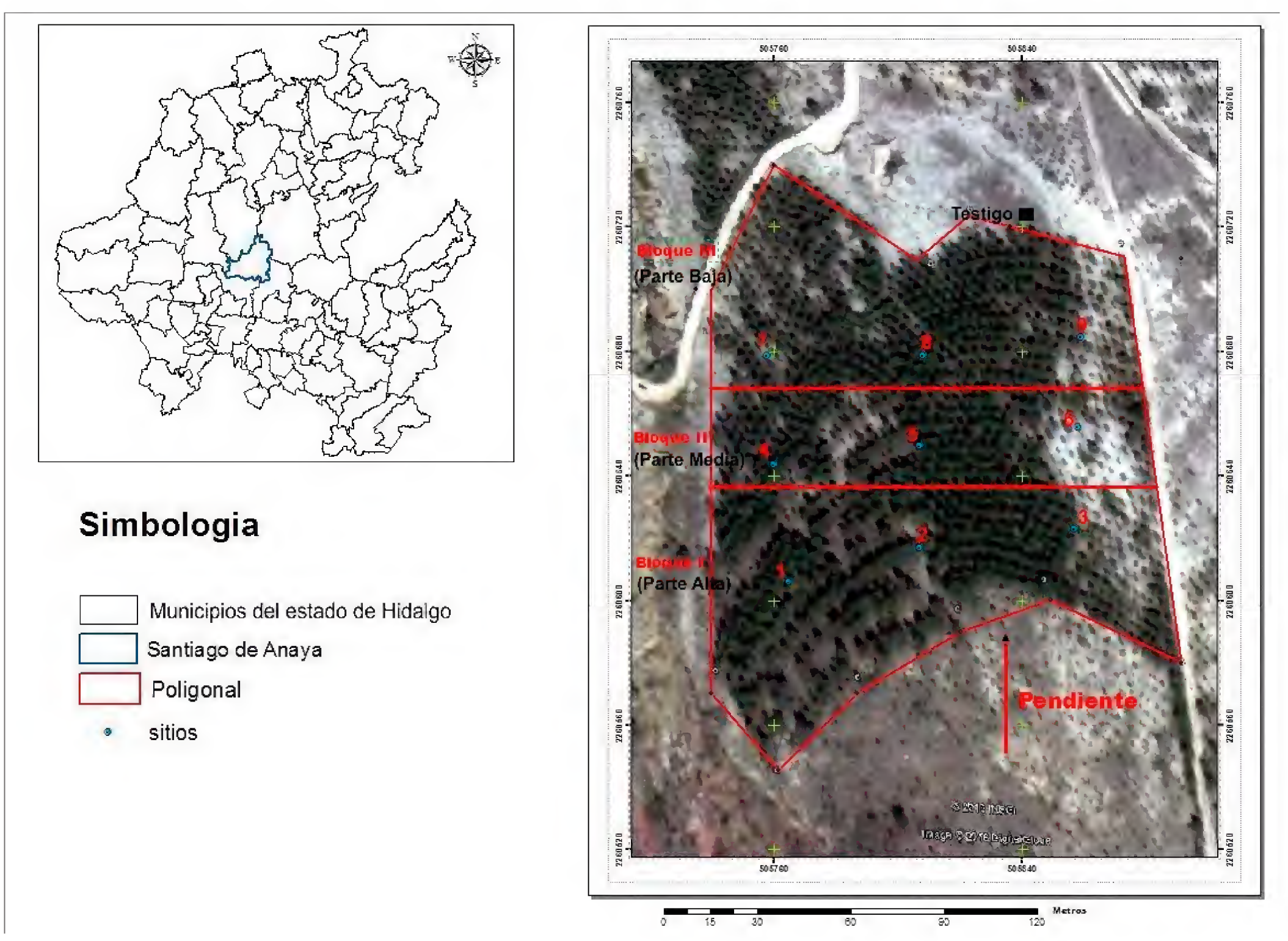


FIGURA 1. Área de estudio.

un muestreo de 42.5% de la superficie plantada originalmente (Fig. 1). En la elección de la forma y tamaño de los sitios se siguió la metodología propuesta por Murillo y Camacho (1997).

Caracterización del suelo. Para esta actividad se realizaron perfiles de suelo en las partes alta, media y baja del sitio dentro de la plantación y un testigo fuera de ella. Se tomaron muestras de suelo en cada bloque y testigo, a tres profundidades (0 cm - 5 cm, 6 cm - 10 cm y 11 cm -15 cm) con tres repeticiones. Por falta de recursos no fue posible tomar la humedad del suelo ni en los sitios ni en los bloques en diferentes etapas durante el año. A estas muestras de suelo se realizaron análisis físicos y químicos con el procedimiento descrito en la NOM-021-SEMARNAT-2000 (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales [Semarnat], 2002).

Variables evaluadas. Para el registro de la supervivencia se tomó en cuenta el espaciamiento original de plantación que fue de 4 m × 4 m, lo que origina 225 árboles/ha. La altura (m) fue tomada con un VERTEX® y el diámetro (cm) con una cinta diamétrica. Para estimar el volumen se utilizó la formula señalada por Muñoz *et al.* (2012), la cual es: $V = 0.000137940\ (D)^{1.671395792}\ (H)^{0.916603698}$, donde: V = Volumen ($m^3$), D = Diámetro (cm) y H = Altura (m). La cobertura del suelo (%) se calculó con una cuerda (17.84 m), la cual fue compensada

para cada sitio según la pendiente de estos y marcada con siete nudos (2.5 m) y "tirada" en cuatro direcciones (N, S, E y O) al azar. De tal manera que en cada sitio se tomaron en cuenta 28 puntos que tocaron la superficie del suelo. Se midió la profundidad de la hojarasca con un clavo graduado en centímetros. La regeneración natural en los sitios se registró en una superficie de 125 m² dentro de cada sitio de muestreo; para esto se consideraron todas las especies vegetales presentes menores a 1.5 m de altura. La carga de combustible se contabilizó en una superficie de 250 m² elegida al azar en cada sitio, separando material grueso (≥ 5cm), delgado (≤ 5 cm) y conos encontrados en la superficie del suelo.

Los datos fueron manejados en Excel® y evaluados mediante análisis de varianza y comparación de medias, con el procedimiento GLM de SAS®

Resultados y discusión

Caracterización edáfica del sitio

Los resultados encontrados en la caracterización física y química del suelo de acuerdo con el gradiente de pendiente del sitio se muestran en las tablas 1 y 2. Se observa que la pendiente tiene un papel muy importante en la acumulación nutrimental (Ramos, Castro y Sánchez, 2015); la parte alta presenta los menores valores con diferencia estadística de MO, C, P, K, Ca y Mg respecto a la parte baja; esto debido principalmente al escurrimiento del agua que arrastra partículas de suelo que llevan nutrimentos (Foth, 1990). Para el caso del N y del pH esa tendencia desaparece, ya que la parte alta, media, baja y el testigo presentan similitud en valores (Tabla 1).

Tabla 1. Caracterización química del suelo en el área de estudio, Santiago de Anaya, Hidalgo.

Posición/profundidad de capas (cm)	*pH*	*MO*	*C*	*N*	*P*	*K*	*Ca*	*Mg*
			%		*mg kg⁻¹*	*Cmoles kg⁻¹*		
Parte alta								
0 - 5	7.1 a	2.7b	1.5b	0.20a	8.0ab	0.53abcd	46.6bc	1.20ab
6 - 10	7.6a	0.7b	0.9b	0.13a	5.6ab	0.40cd	43.2c	0.83ab
11 - 15	7.4a	0.8b	0.4b	0.10a	3.3b	0.30d	43.1c	0.73b
Parte media								
0 - 5	7.0a	9.5ab	5.3ab	0.22a	12.3a	0.83ab	53.6ab	1.70ab
6 - 10	7.6a	6.5ab	3.7ab	0.19a	15.3a	0.5abcd	47.4bc	0.86ab
11 - 15	7.1a	6.3ab	3.6ab	0.18a	5.3ab	0.43bcd	49abc	0.70b
Parte baja								
0 - 5	7.1a	24.0a	13.9a	0.19a	10.3ab	0.90a	57.9a	1.93a
6 - 10	7.8a	22.5a	13.0a	0.15a	5.3ab	0.33d	43.9bc	0.66b
11 - 15	7.8a	13.6ab	7.9ab	0.14a	6.0ab	0.36cd	44.3bc	0.63b
Testigo								
0 - 5	7.9a	5.3ab	2.9ab	0.23a	9.6ab	0.73abc	53.2abc	1.13ab
6 - 10	7.7a	4.7b	2.4b	0.19a	8.3ab	0.7abc	53abc	0.90ab
11 - 15	7.5a	4.4b	2.1b	0.16a	5.6ab	0.63abc	49.2abc	0.73b

Letras diferentes en cada columna indican diferencia significativa entre tratamientos, Tukey (P ≤0.05).

Los valores más contrastantes y con diferencia estadística se observan cuando el análisis es en función de la profundidad. Se detecta en todas las variables evaluadas, que en la capa superficial (0 cm - 5 cm) presenta los mayores contenidos y a mayor profundidad (11 cm - 15 cm) estos decrecen. Esto se explica porque en la capa superficial tanto de los sitios como del testigo, se lleva a cabo la acumulación de los restos orgánicos y su posterior descomposición (Chavez, Merino, Vázquez y García, 2014), lo que propicia la liberación de nutrimentos que incrementan su contenido y disponibilidad para las plantas (Gallardo, Coverlo, Morillas y Delgado, 2009), logrando un mayor crecimiento. La NOM-021-SEMARNAT-2000 indica los criterios de clasificación de los parámetros del suelo, muestra que el pH no tiene diferencias según el gradiente y la profundidad y se clasifica de neutro a ligeramente alcalino; la MO y el C tienen un contenido en la parte alta de bajo a medio, en la media y alta contenido muy alto y en el testigo alto; el N tiene un contenido de medio a alto a lo largo del gradiente; el P presenta en todos los casos contenido de medio a alto en la capa superficial y a mayor profundidad contenidos de medio a bajo; el K en la parte alta muestra contenido medio, en partes media, baja y testigo de medio a alto; El contenido de Ca en todo el gradiente y profundidad muestra contenido alto; finalmente el Mg tiene contenido bajo en la parte alta y testigo, y de bajo a medio en la parte media y baja.

Las características físicas del suelo en el área de estudio muestran pocos cambios (Tabla 2). Se observaron diferencias en el contenido de partículas, sin llegar a modificar la clase textural, a excepción de la parte media en profundidad de 6 cm - 10 cm que mostró mayor contenido de arcilla. La densidad aparente (Dap) fue menor

Tabla 2. Caracterización física del suelo en el área de estudio, Santiago de Anaya, Hidalgo.

Posición/profundidad de capas (cm)	*Dap g cm^{-3}*	*Proporción de partículas (%)*			*Clase Textural*	*Descripción del color*	
		Arena	*Limo*	*Arcilla*		*Clave*	*Color*
Parte alta							
0 - 5	0.98a	55	19	26	F-A-A	10YR5/2	Café grisaceo
6 - 10		55	18	27	F-A-A	10YR7/2	Gris claro
11 - 15		54	18	28	F-A-A	10YR8/3	Café pálido
Parte media							
0 - 5	0.90a	56	19	25	F-A-A	10YR6/3	Café pálido
6 - 10		51	14	35	A-A	10YR6/2	Gris parduzco
11 - 15		53	18	29	F-A-A	10YR7/2	Gris claro
Parte baja							
0 - 5	0.88a	58	15	27	F-A-A	10YR6/2	Gris parduzco
6 - 10		53	21	26	F-A-A	10YR6/2	Gris parduzco
11 - 15		53	21	26	F-A-A	10YR7/2	Gris claro
Testigo							
0 - 5	0.98a	61	17	22	F-A-A	10YR4/3	Café
6 - 10		58	15	27	F-A-A	10YR4/2	Café grisáceo
11 - 15		56	11	33	F-A-A	10YR5/2	Café grisáceo

F-A-A = franco arcillo arenoso; A-A = Arcilla arenosa; Dap= densidad aparente.
Las letras en los valores de Dap indican que no existen diferencias significativas entre tratamientos, Tukey ($P \leq 0.05$).

en las partes media y baja de la plantación, aunque la prueba de Tukey ($P \leq 0.05$) no indica diferencias estadísticas en los valores promedio. Esto se explica por la acumulación de materia orgánica que propicia un aumento de volumen en el suelo y una microporosidad (Mora y Lázaro, 2014). El color va de gris claro hasta café sin cambios bruscos. Esta ligera variación se debe a que los cambios físicos y químicos en el suelo son muy lentos por la baja meteorización de la roca, aunado a que en el área de estudio existe poca precipitación (Brady y Weil, 2016; Chaplot, Vliet, Walter, Curmi y Cooper, 2003; Muñoz Iniestra, Chávez Mosqueda, Godínez Álvarez y Cuéllar Arellano, 2017).

Supervivencia

Debido al número de árboles en los sitios no fue posible realizar comparaciones estadísticas, por lo que este parámetro solamente se refiere en valores porcentuales. Los valores de supervivencia de los sitios ubicados en la parte inferior de la parcela fueron mayores, 100% y 85.7% en el bloque 3 y 2 respectivamente, que los ubicados en los sitios de la parte alta, 85% en el bloque 1. En la parte inferior del terreno, la escorrentía es mayor ya que en forma natural el agua fluye hacia las partes bajas, reflejado esto en mayor supervivencia y crecimiento de las plantas (Lasanta y Ortigosa, 1984; Foth 1990). Las investigaciones realizadas por Rodríguez, Meza, Vargas y Jiménez (2009) y López *et al.* (2004) no señalan las condiciones de la calidad de la planta, técnicas de plantación y procedencias utilizadas, a pesar de que estos factores influyen positivamente en el rendimiento de la plantación (Domínguez *et al.*, 2001). Por lo anterior, no es posible realizar una comparación de los resultados de los autores antes mencionados con los de esta investigación. En El Porvenir, se utilizaron arbolitos cultivados durante 12 meses en bolsas de polietileno de 400 cm^3 llenadas con tierra de monte y se establecieron en cepas elaboradas seis meses antes de la época de plantación (Varela, 2016). Después de 13 años, el porcentaje de supervivencia puede considerarse excelente (91%) para todo el rodal.

Altura

El análisis de varianza para este parámetro arrojó diferencias significativas entre los sitios ($P \leq 0.0001$). En la figura 2 se muestran la altura promedio de los árboles por sitio y sus desviaciones estándar. La prueba de Duncan formó tres grupos, en el primero se encuentran los árboles del sitio 6, sus promedios de altura fueron los mayores. En el segundo grupo se encuentran los sitios 4, 5, 7, 8 y 9, destacando entre estos, los árboles del sitio 7 ya que ocuparon el segundo lugar y su desviación estándar fue la más estrecha; en este grupo los árboles del sitio 5 ocuparon la tercera posición con la desviación estándar más amplia. La altura de los árboles de los sitios superiores (1, 2 y 3) formó el tercer grupo, su altura promedio fue la más baja, coincidiendo con menor contenido de nutrimentos en el terreno y sus desviaciones estándar fueron similares.

El análisis de varianza entre los bloques arrojó diferencias significativas ($P \leq 0.0001$), siendo mayores en la parte media y baja de la pendiente. La altura promedio de toda la plantación fue de 9.4 m. Aunque los valores registrados en este trabajo son muy distintos a los señalados por Domínguez Calleros *et al.* (2001); López *et al.* (2004); Aguilar (2009); Muñoz *et al.* (2011) y López Santiago (2013), puede presumirse una excelente adaptabilidad de *Pinus greggii* a sitios de baja fertilidad como los del área de estudio.

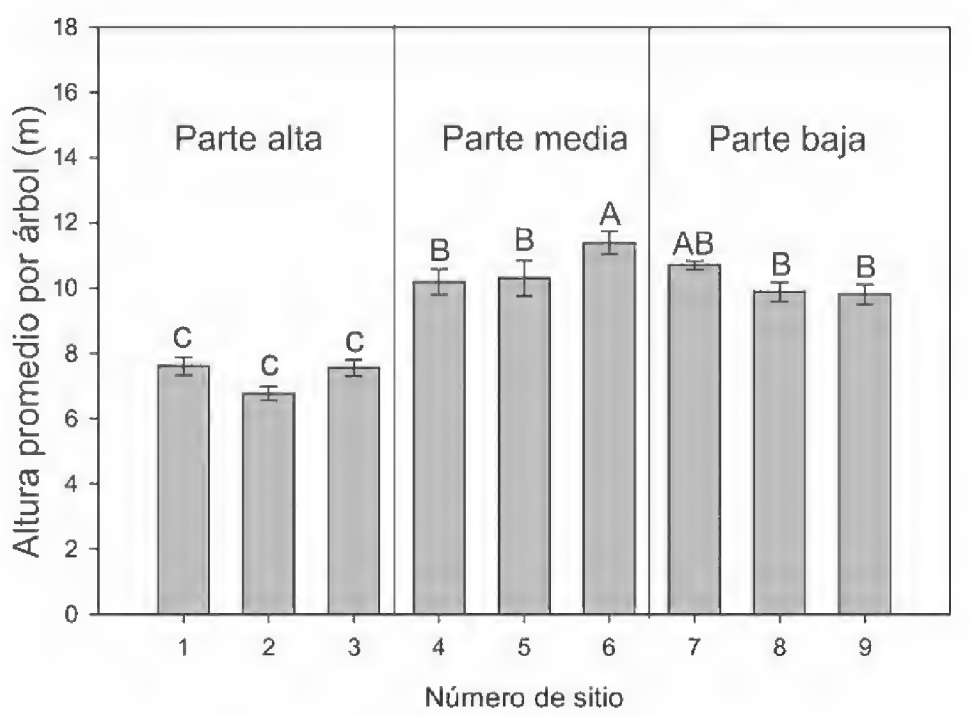


FIGURA 2. Altura y desviación estándar de los árboles en los sitios.

Diámetro

En la evaluación de este parámetro, el análisis de varianza indica que existen diferencias significativas entre los sitios ($P \leq 0.0001$). El promedio y sus errores estándar se muestran en la figura 3. El diámetro promedio de toda la plantación es de 14.4 cm. La prueba de Duncan forma 4 grupos, destacando los arboles del sitio 8 con el diámetro mayor y los del sitio 2 con el diámetro menor.

Existen diferencias significativas del diámetro entre los bloques ($P \leq 0.0001$), teniendo los mayores valores los bloques ubicados en la parte media y baja del terreno.

Las diferentes procedencias de *P. greggii*, la calidad de planta, las técnicas de plantación, las condiciones edáficas y climáticas de los sitios plantados con esta especie señaladas en las investigaciones de López *et al.* (2004), Aguilar (2009) y Muñoz *et al.*, (2011) impiden comparar los resultados con los observados en este trabajo. Sin embargo, los diámetros registrados reflejan la excelente adaptabilidad de la especie a sitios degradados.

En las plantaciones de El Porvenir se recomienda la aplicación de preaclareos y podas a fin de reducir la competencia por nutrientes y con esto la aparición de plagas forestales, como aconteció en una plantación de *P. greggii* en el Ejido Fontezuelas, municipio de Meztitlan, Hgo. (Varela, 2016).

Volumen

A los 13 años de establecida la plantación, el volumen promedio registrado fue de 60.2 m^3 r.t.a. ha^{-1}. El análisis de varianza señala que existen diferencias significativas entre los sitios ($P \leq 0.0001$). La figura 4 muestra los valores promedio y las desviaciones estándar de este parámetro. En la prueba de Duncan se destacan los valores registrados en los sitios 5 y 2 con los volúmenes máximo y mínimo respectivamente. El análisis de varianza para este parámetro también detecta diferencias significativas ($P \leq 0.0001$) entre los bloques, registrándose los mayores valores en las partes media y baja de la pendiente. El volumen fue menor en los árboles de los sitios superiores. Sin embargo, dadas las condiciones del sitio en El Porvenir, el volumen registrado se considera aceptable.

En la tabla 3 se muestra cómo la producción de hojarasca fue menor en los sitos ubicados en la parte alta del terreno (1, 2 y 3); también aquí la profundidad promedio de la capa fue la más baja; por el contrario, se observó un mayor porcentaje de suelo desnudo o roca que en los demás sitios.

En la misma tabla 3 se presenta la regeneración natural registrada. Excepto en el sitio 2, se observaron elementos vegetales (magueyes y enebros) propios de sitios con intensa luminosidad y suelos delgados o someros, producto de su lenta intemperización o formación

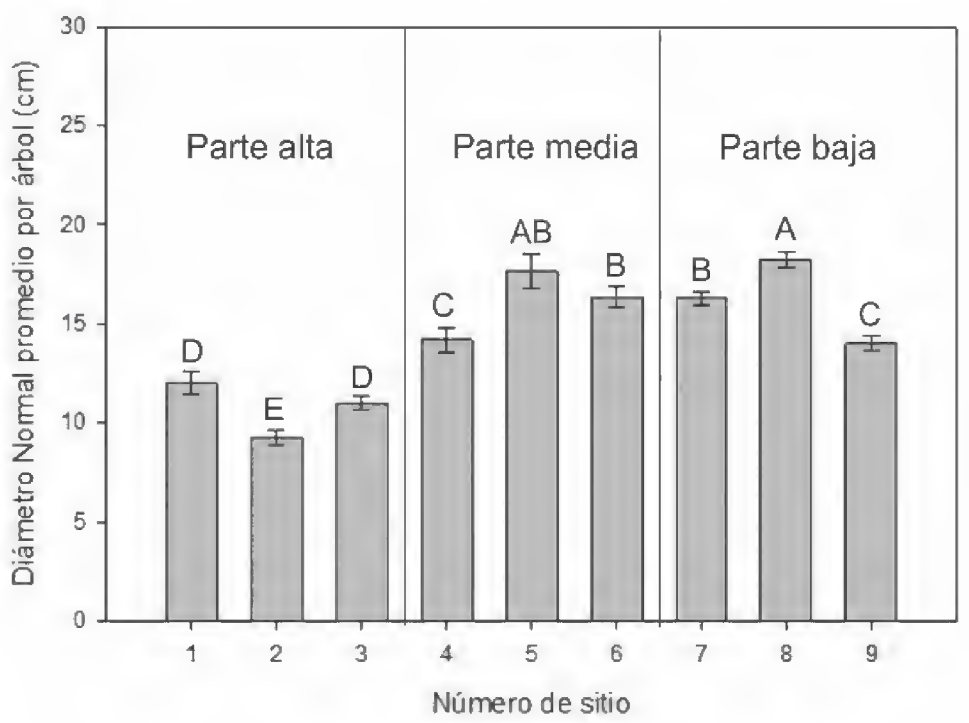


Figura 3. Diámetro y desviación estándar de los árboles en los sitios

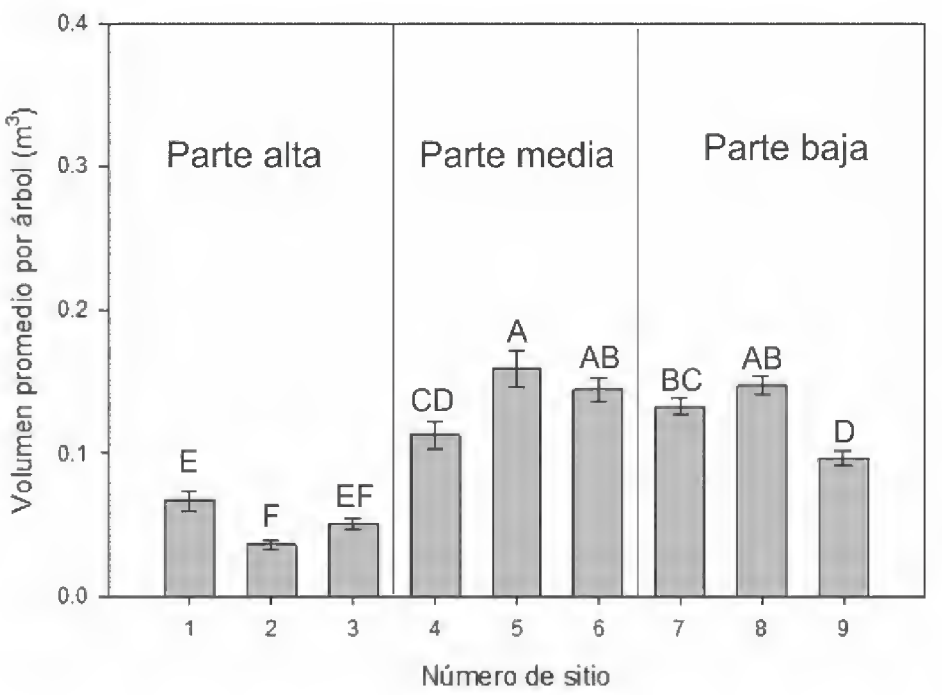


Figura 4. Volumen y desviación estándar de los árboles en los sitios.

Tabla 3. Cobertura del suelo (%), regeneración natural y material combustible en los sitios.

Ubicación	*Sitios*	*Cobertura*			*Regeneración natural (N ha^{-1})*			*Material combustible (kg ha^{-1})*		
		Hojarasca		*Suelo-roca*						
		(%)	*(cm)*	*(%)*	*Pino*	*enebro*	*maguey*	*≥ 5 cm*	*≤ 5 cm*	*Conos*
Alta	1	10.8	2.3	89.2			400			
	2	14.3	1.7	85.7						
	3	3.6	4.0	96.4			800			
	$\dot{x}$	**9.6**	**2.7**	**90.4**	**---**	**---**	**400**	**---**	**---**	**---**
Media	4	78.6	5.9	21.4	880		80	28	10	48
	5	71.4	3.5	28.6			800			
	6	89.3	2.3	10.7	240	80	160	56	26	6
	$\dot{x}$	**79.8**	**3.9**	**20.2**	**373**	**27**	**347**	**28**	**12**	**18**
Baja	7	75.0	4.2	25.0	80	640		54	28	52
	8	89.3	4.9	10.7	160	160	160	132	76	64
	9	50.0	5.8	50.0	240		240	76	32	6
	$\dot{x}$	**71.4**	**4.9**	**28.6**	**160**	**267**	**133**	**87**	**45**	**41**

reciente (Porta, López y Roquero, 2008). De acuerdo con los parámetros evaluados de la tabla 1, el contenido nutrimental de la parte alta y testigo es de bajo a medio; mientras que en la parte media y baja el contenido es de medio a alto (NOM-021-SEMARNAT-2000; Semarnat, 2002).

Aunque también en los sitios intermedios y bajos se observaron pinos, enebros y magueyes, estos fueron menores a 50 cm de alto, individuos jóvenes cuya permanencia en el bosque presumiblemente se verá afectada por las condiciones edáficas y silvícolas, sobre todo por el grosor o profundidad de la hojarasca de los sitios. La presunción anterior se basa en estudios realizados por Eckelmann (1990) y Domínguez (2000), quienes señalan que las raíces de las plántulas permanecen en la hojarasca y al no alcanzar mayores profundidades en el suelo para abastecerse de agua, la planta se seca una vez que la hojarasca pierde humedad.

Carga de combustibles. El conocimiento de los combustibles que existen en el bosque es una necesidad imperiosa para los encargados de la protección contra incendios forestales (Jardel P. *et al.*, 2010), sobre todo aceptando que estos son un fenómeno ampliamente extendido en los ecosistemas terrestres del mundo. Los combustibles son cualquier sustancia o compuesto susceptible de encenderse y mantener un proceso de combustión (Morfín, Jardel, Alvarado y Michel, 2012), estos investigadores proponen diferentes métodos de muestreo según la estructura del bosque. Por tratarse de un rodal joven y de pequeña extensión, en El Porvenir se registró únicamente el material depositado en la superficie del suelo, los resultados se muestran en la tabla 3. Solo en la parte media e inferior de la parcela se registró material leñoso, la mayoría de él ≥ 5 cm; hubo mayor cantidad en la parte inferior. Morfín *et al.* (2012) indican que estos restos vegetales intervienen en los incendios superficiales, subterráneos y en la combustión residual y son los que convencionalmente se han utilizado para cuantificar el comportamiento del fuego. Las cantidades registradas de material combustible en El Porvenir no ponen en riesgo de incendios al rodal. Sin embargo, se recomienda el manejo del material leñoso para evitar la incidencia

del fuego en los próximos años y acelerar la descomposición de este material para la incorporación de nutrientes al sitio.

Conclusiones

Los resultados de esta investigación indicaron mejor supervivencia y crecimiento de *P. greggii* en los sitios situados en la parte baja del terreno con mayor contenido nutrimental. La menor cobertura vegetal de los sitios de las partes altas permitió la presencia de elementos vegetales propios de suelos con condiciones difíciles. La mayor cantidad de material combustible, se registró en los sitios inferiores, aunque esta no pone en riesgo a la plantación por probables incendios. Se recomienda realizar preaclareos y podas y triturar el material para su integración al ciclo de nutrientes o la aplicación de fertilizantes al suelo para así mejorar el crecimiento de los árboles que se dejarán hasta el final del turno.

Reconocimientos

Este trabajo fue posible gracias a la beca No. 265473 del CONACYT durante el segundo periodo de 2015 para la realización de una estancia sabática en el ICAP-UAEH que recibió uno de los autores. Se agradecen los comentarios del editor y revisores anónimos que fortalecieron el documento.

Referencias

Aguilar, C. J. (2009). *Captura de carbono en una plantación de* Pinus greggii *Engelm., en Arteaga Coahuila*. Tesis de Licenciatura no publicada, Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro, Buena Vista, Saltillo, Coahuila, México. 60 p.

Brady, N. C. y Weil R. R. (2016). *The nature and properties of soils* (15a ed.). Columbus, EUA: Pearson Education, Inc.

Chaplot, V., Van Vliet-Lanoë, B., Walter, C., Curmi, P. y Cooper, M. (2003). Soil spatial distribution in the armorican massif, western France: Effect of soil-forming factors. *Soil Science, 168,* 856-868

Chávez V., B., Merino, A., Vázquez M., G. y García O. F. (2014). Organic matter dynamics and microbial activity during decomposition of forest floor under two native neotropical oak species in a temperate deciduous forest in Mexico. *Geoderma, 235-236,* 133-145. doi: 10.1016/j.geoderma.2014.07.005

De los Ríos C., E., de Hoogh, R., and Navar Ch., J. J. (2009). Projections of carbon stocks in sites reforested with pinyon pine species in northeastern Mexico. *Arid Land Research and Management, 23*(4), 342-358. doi: 10.1080/15324980903231884

Domínguez C., P. A. (2000). *Fundamentos de Silvicultura*. Linares N. L.: Universidad Autónoma de Nuevo León, Facultad de Ciencias Forestales.

Domínguez C., P. A., Návar Ch., J. J. y Loera O., J. A. (2001). Comparación del rendimiento de pinos en la reforestación de sitios marginales en Nuevo León. *Madera y Bosques, 7*(1), 27-35. doi: 10.21829/myb.2001.711316

Eckelmann, C. M. (1990). *Untersuchungen zur naturverjüngung in natürlichen Kiefern-Eichen Wäldern der Sierra Madre Oriental im nordosten Mexikos*. Unveröffentlichte Dissertation. Universität Göttingen. Alemania.

Foth, H. D. (1990). *Fundamentals of Soils Science* (8a ed.). EUA: John Wiley & Sons.

Gallardo, A., Covelo, F., Morillas, L. y Delgado, M. (2009). Ciclos de nutrientes y procesos edáficos en los ecosistemas terrestres: especificidades del caso mediterráneo y sus aplicaciones para las relaciones suelo-planta. *Ecosistemas, 18*(2), 4-19.

García, E. (1988). *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen (para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana)*. (3ª ed.). México, D. F. UNAM, Instituto de Geografía.

Gómez R., M., Soto C., J. C., Blanco G., J. A., Sáenz R., C., Villegas, J. y Lindig C., R. (2012). Estudio de especies de pino para restauración de sitios degradados. *Agrociencia, 46*(8), 795-807.

Jardel P., E. J., Frausto L., J. M., Pérez S., D., Alvarado, E., Morfín R., J. E., Landa P., R., y Llamas C., P. (2010). *Prioridades de investigación en manejo del fuego en México*. México D.F.: Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza.

Lasanta M., T., y Ortigosa I., L. M. (1984). El papel de la escorrentía en la organización textural de suelos cultivados en

pendiente: modelos en viñedos de La Rioja. *Cuadernos de Investigación Geográfica, 10*: 99-112. doi: 10.18172/cig.928.

López S., D. (2013). *Análisis del tamaño de muestra para evaluar biomasa aérea en* Pinus greggii *Engelm., en Arteaga, Coahuila, México*. Tesis de licenciatura no publicada. Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. Buenavista, Saltillo, Coahuila, México.

López U., J., Ramírez H., C., Plascencia E., O. y Jasso M., J. (2004). Variación en crecimiento de diferentes poblaciones de las dos variedades de *Pinus greggii*. *Agrociencia, 38*(4), 457-464.

Mora, J. L. y Lázaro, R. (2014). Seasonal changes in bulk density under semiarid patchy vegetation: the soil beats. *Geoderma, 235-236*: 30-38. doi: 10.1016/j.geoderma.2014.06.022

Morfin R., J. E., Jardel P., E. J., Alvarado C., E. y Michel F., J. M. (2012). *Caracterización y cuantificación de combustibles forestales*. Comisión Nacional Forestal-Universidad de Guadalajara. Guadalajara, Jalisco, México.

Muñoz F., H. J., Orozco G., G., Coria A., V. M., García S., J. J., Muñoz V., Y. Y., y Salvador C., G. (2011). Evaluación de *Pinus pseudostrobus* Lindl. y *Pinus greggii* Engelm. con dos densidades de plantación en Michoacán, México. *Foresta Veracruzana, 13*(1), 29-35.

Muñoz F., H. J., Velarde R., J. C., García M., J. J., Sáenz R., J. T., Olvera D., E. H., y Hernández R., J. (2012). Predicción de volúmenes de fuste total para plantaciones de *Pinus greggii* Engelm. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales, 3*(14), 11-22.

Muñoz I., D. J., Chávez M., M., Godínez Á., H. O., y Cuéllar A., N. A. (2017). Cambios edáficos en islas de fertilidad y su importancia en el funcionamiento de un ecosistema del valle de Tehuacán Puebla, México. *Revista Terra Latinoamericana*, *35*(2), 123-134.

Muñoz O., A. y Vargas H., J. J. (1988). Resistencia a sequía: II. Crecimiento y supervivencia en plántulas de cuatro especies de *Pinus*. *Agrociencia, 72*, 197-208.

Murillo, O. y Camacho, P. (1997). Metodología para la evaluación de la calidad de plantaciones forestales recién establecidas. *Agronomía Costarricense, 21*(2), 189-206.

Porta, J., López A., M. y Roquero de L., C. (2008). *Edafología para la agricultura y el medio ambiente,* (3ª ed.). Madrid, España: Mundi-Prensa.

Ramos, D., Castro, V. y Sánchez, E. (2015). Caracterización de la vegetación a lo largo de una gradiente altitudinal en la comunidad de Cochahuayco, cuenca media del río Lurín, Lima. *Revista Ecología Aplicada, 14*(1), 11-25. doi:10.21704/rea.v14i1-2.78

Rodríguez L., R., Meza R., J., Vargas H., J. J., y Jiménez P., J. (2009). Variación en la cobertura de suelo en un ensayo de procedencias de *Pinus greggii* Engelm. en el cerro El Potosí, Galeana, Nuevo León. *Madera y Bosques, 15*(1), 47-59. doi: 10.21829/myb.2009.1511196

Secretaría de Desarrollo Social- Comisión Nacional de Zonas Áridas (1994). *Plan de Acción para combatir la desertificación en México* (PACD-MEXICO). México.

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales [Semarnat] (2002). *Norma Oficial Mexicana (NOM-021-SEMARNAT-2000) que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudio, muestreo y análisis*. México, D. F.: Diario Oficial de la Federación, segunda sección.

Varela P., A. (2006). *Participación social en la restauración de áreas degradadas*. Universidad Autónoma Chapingo. 33 p.

Varela P., A. (2016). *El manejo integral de la microcuenca El Porvenir, Santiago de Anaya, Hidalgo*. (Datos no publicados). Delegación Federal de la Semarnat del Estado de Hidalgo.

Manuscrito recibido el 12 de febrero de 2017.
Aceptado el 12 de julio de 2017.

Este documento se debe citar como:
Domínguez-Calleros, P. A., Rodríguez-Laguna, R., Capulín-Grande, J., Razo-Zárate R. y Díaz-Vásquez, M. A. (2017). Influencia de factores edáficos en el crecimiento de una plantación de *Pinus greggii* Engelm. en Santiago de Anaya, Hidalgo, México. *Madera y Bosques, 23*(2), 145-154. doi: 10.21829/myb.2017.2321522

doi:10.21829/myb.2017.232968
Madera y Bosques vol. 23, núm. 2: 155-162 Verano 2017

Natural resistance of four Amazon woods submitted to xylophagous fungal infection under laboratory conditions

Resistencia natural de cuatro maderas amazonas sometidas a hongos xilófagos en condiciones de laboratorio

Alisson Rodrigo Souza Reis[1*], Luciane Pereira Reis[1], Miguel Alves Júnior[2], Josiane Celerino de Carvalho[3] and Jhonata Ribeiro da Silva[1]

1 Universidade Federal do Pará, Faculdade de Engenharia Florestal. Altamira, Pará, Brasil. lucyanne_reis@hotmail.com; deivisonvs@ufpa.br
* Corresponding author. alissonreis@ufpa.br

2 Universidade Federal do Pará, Faculdade de Engenharia Agronômica. Altamira, Pará, Brasil. alvesjr@ufpa.br

3 Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia -INPA. Petrópolis, Manaus, Brasil. josiane.celerino@gmail.com

Abstract

The present study aimed to assess the natural resistance of four Amazon tropical wood species, used in the production of sawn timber, against infection with xylophagous fungi. *Apuleia leiocarpa* (amarelão), *Dinizia excelsa* (angelim vermelho), *Vochysia maxima* (quaruba), and *Bagassa guianensis* (tatajuba) were selected to perform the accelerated laboratory test. These species were exposed to white rot xylophagous fungi *Pycnoporus sanguineus*, *Phanerochaete chrysosporium* and *Schizophyllum commune*, and to the brown rot fungus *Gloeophyllum abietinum*. The laboratory test was performed following the methodology and classification of the natural resistance of wood according to ASTM D2017-86 (American Society for Testing Materials). All species were classified as highly resistant to fungal attack; however, *V. maxima* lost the highest percentage of weight. Therefore, we recommend that *D. excelsa, A. leiocarpa,* and *B. guianensis* be used in the production of sawn timber since they exhibited lower weight loss in the presence of all the fungi tested during a period of 12 weeks.

Keywords: biodeterioration, sawn timber, tropical woods.

Resumen

El presente estudio tuvo como objetivo evaluar la resistencia natural de cuatro especies de madera tropical de la Amazonia utilizadas en la confección de listones sometidos al ataque de hongos xilófagos. Las especies seleccionadas para la prueba de laboratorio fueron: *Apuleia leiocarpa* (Vogel) J. F. Marcbr, *Dinizia excelsa Ducke*, *Vochysia maxima Ducke* e *Bagassa guianensis* Aubl. Sometidas al ataque de hongos xilófagos de pudrición blanca *Pycnoporus sanguineus*, *Phanerochaete chysosporiume Schizophyllum commune* y al hongo de pudrición parda *Gloeophyllum abietinum*. El ensayo de laboratorio siguió la metodología de clasificación de resistencia natural de madera de acuerdo con la norma ASTM D2017-86 de la American Society for Testing Materials. Todas las especies fueron clasificadas como altamente resistentes en relación al ataque de hongos; sin embargo, la especie *V. maxima* presentó mayor porcentaje de pérdida de masa. Ante esa situación se recomienda a las especies *D. excelsa, A. leiocarpa* e *B. guianensis* para la confección de piezas de listones, debido a que presentan menor pérdida de masa para todos los hongos evaluados en el período de 12 semanas.

Palabras clave: biodeterioro, madera, maderas tropicales.

Introduction

In 2014, round wood production in Brazil decreased by 3.2%, particularly in the states of Pará, Mato Grosso, and Rondônia, which together accounted for 73.8% of the national production (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2016). The wood produced in Brazil fulfills a wide range of purposes, including applications in the pulp and paper industry, for furniture, wood-based panels' production, and in civil construction. Based on this information, in 2013, the Brazilian National Standards Organization (ABNT) published the norm NBR- 15575:2013, which established technical parameters and standards in building, improving the quality of the products industrially manufactured and creating specifications to guarantee increased safety and comfort.

Natural biodegradation of wood, which directly influences the safety of these products, can be examined using different techniques. These techniques are frequently used in wood-based panel studies, such as those performed by Mendes *et al.* (2014) on *Pinus taeda*, Mendes, Bortoletto Júnior, Garlet, De Almeida and Surdi, (2013) on *Acacia mangium* and Gonçalves, Brocco, Paes, Loiola and Lelis (2014) on oriented strand board (OSB) panels of *P. taeda*.

In products based on sawn timber from Amazon woods, these tests are scarcely performed because the natural density and durability of the wood is high; however, the woods have stains that indicate the start of biodegradation. Biodegradation begins with the spread of microorganisms on the surface of the wood, resulting in changes certain properties of the wood such as color or aesthetics (Sudár *et al.*, 2013).

According to Kirk and Cullen (1998), wood-decay fungi can be classified into three groups: white rot fungi, which can degrade the three components of the plant cell wall (cellulose, hemicellulose, and lignin); brown rot fungi, which can degrade the polysaccharide fractions (cellulose and hemicellulose); and soft rot fungi, which can slowly degrade both the polysaccharide fractions and the lignin.

Therefore, it is of utmost importance to assess Amazon wood species since this will contribute to a wider knowledge on the subject and avoid potential loss and damages derived from the replacement of deteriorated woods.

Objectives

The objective of the present study aimed to assess the natural resistance of four Amazon tropical wood species used in the production of sawn timber, against infection with xylophagous fungi.

Materials and methods

Local and selected species

The study was conducted in the Technology Laboratory at the Forest Engineering Faculty – Federal University of Pará. The assay was performed according to ASTM D2017-86 (American Society for Testing Materials [ASTM], 2005), with the following alterations:

a) The test wood specimens were prepared to the following dimensions: 2 cm × 2 cm × 2 cm.
b) The fungus was cultured in liquid media containing malt and distilled water.

A survey was conducted on the main timber companies and site offices in the municipality of Altamira-PA to identify the most-used species in sawn timber production; thus, four wood species were selected (Table 1). To confirm whether the samples collected belonged to the reported species, the samples were identified macroscopically with the aid of a magnifier and compared with the collection at the Technology Laboratory of the Federal University of Pará.

A total of 192 samples that were free of any type of defect such as wood knots, fissures, and cracks were prepared. The specimens were then sanded with sandpaper grit size no. 200 and 12 specimens were selected for each fungal species. Subsequently, each side of the sample (tangential, radial, and transverse) was identified with a number using a waterproof ink pen. In addition, 12 samples each were prepared for *Pinus* sp. and *Cecropia* sp., which were used as reference woods according to the norm.

Table 1. Wood species selected for the accelerated resistance test.

Scientific name	*Common name*	*Family*
Apuleia leiocarpa (Vogel) J.F. Macbr	Amarelão	Fabaceae
Dinizia excelsa Ducke	Angelim vermelho	Fabaceae
Vochysia maxima Ducke	Guaruba	Vochysiaceae
Bagassa guianensis Aubl.	Tatajuba	Moraceae

Moisture content in the test specimens was monitored in a group of five samples, which were representative of each wood species. First, the wet weight of the samples was obtained; subsequently, the samples were incubated at 103 °C ± 2 °C until the weight of the samples was constant. Thus, it was possible to calculate the moisture content of the material analyzed.

Four species of wood-decay fungi were used, including three white rot fungi and one brown rot fungus, obtained from pure cultures of the Department of Plant Pathology, Federal University of Lavras, which were codified with specific names as described in Table 2.

Table 2: Fungal species used in the test.

Code	*Species*	*Tipo Rot*
PD01	*Pycnoporus sanguineus* (L. Fr.) Murrill	Blanco
PD14	*Phanerochaete chrysosporium* Burds	Blanco
PD21	*Schizophyllum commune* Fries	Blanco
PD63	*Gloeophyllum abietinum* (Bull.) P. Karst.	Marron

Decay assay

The assay was performed at the Plant Pathology Laboratory in the Faculty of Agronomy Engineering of the Universidade Federal do Pará. We used 250-mL flasks (clear glass) with screw caps, containing 70 g of soil (red latosol), free of organic matter. Limestone had been previously added to the soil to raise the pH to 6.0.

A support plate of 2.5 cm × 2.5 cm × 0.5 cm was placed in each flask to allow the initial growth of the fungus. Support plates of pinus (*Pinus* sp.) were used for the cultivation of *G. abietinum*, and plates of embauba (*Cecropia* sp.) were used for the cultivation of *P. sanguineus, Phanerochaete chrysosporium,* and *Schizophyllum commune* fungi. The flasks were autoclaved at 121°C for 45 min. Then, each flask was inoculated with 3 mL of malt liquid media containing fragmented mycelia, which was directly placed over the support plate.

After inoculation, the flasks were placed in an incubator at 27 °C until the mycelium completely covered the support plate (2 weeks).

Air conditioning and sterilization of the test specimens

The test specimens were acclimatized in an incubator at 50 °C ± 1 °C for 24 h, so that all results could be obtained under the same conditions. After air conditioning, the specimens were placed in a desiccator containing silica for approximately 10 min and were then weighed. Before the inoculation, the specimens were sterilized in an autoclave at 121 °C for 1 h.

Inoculation, period of fungal attack, and removal of test specimens

The specimens were introduced aseptically to the flasks containing the fungus with the aid of tweezers. Three samples were added to each flask and maintained for 2 weeks. After the fungal attack period, the specimens were removed from the flasks and gently cleaned with a brush to remove mycelia that had accumulated on the surface of the samples. Thereafter, the specimens were acclimatized in an

incubator at 50 °C ± 1 °C for 24 h and weighed to obtain the final weight after the period of fungal infection.

Assessment of weight loss

After the 12-week period, the degree of natural resistance of each wood specimen was assessed according to its weight loss.

Thus, we obtained the average weight loss values for the species under study and for the reference wood species *Pinus* sp. and *Cecropia* sp., to further assess the intensity of biodegradation.

The classification of the natural resistance of wood species was determined according to the norm ASTM D 2017 (Table 3).

Statistical analyses

The results obtained regarding the weight loss of the wood specimens, expressed in percentage, were statistically analyzed. For the assessment, we used the factorial analysis of variance in a completely randomized experiment with two factors: fungi and wood species, with each of the factors having four levels. For each combination of fungus × wood species, 12 completely randomized repetitions were performed. For multiple comparison of the means, Tukey's test was used at 5% probability.

Table 3: Classification of the natural resistance of woods submitted to rot fungi attack under an accelerated laboratory test.

Weight Loss Average (%)	*Classification*
0–10	Highly resistant
11–24	Resistant
25–44	Moderately resistant
> 45	Slightly or nonresistant

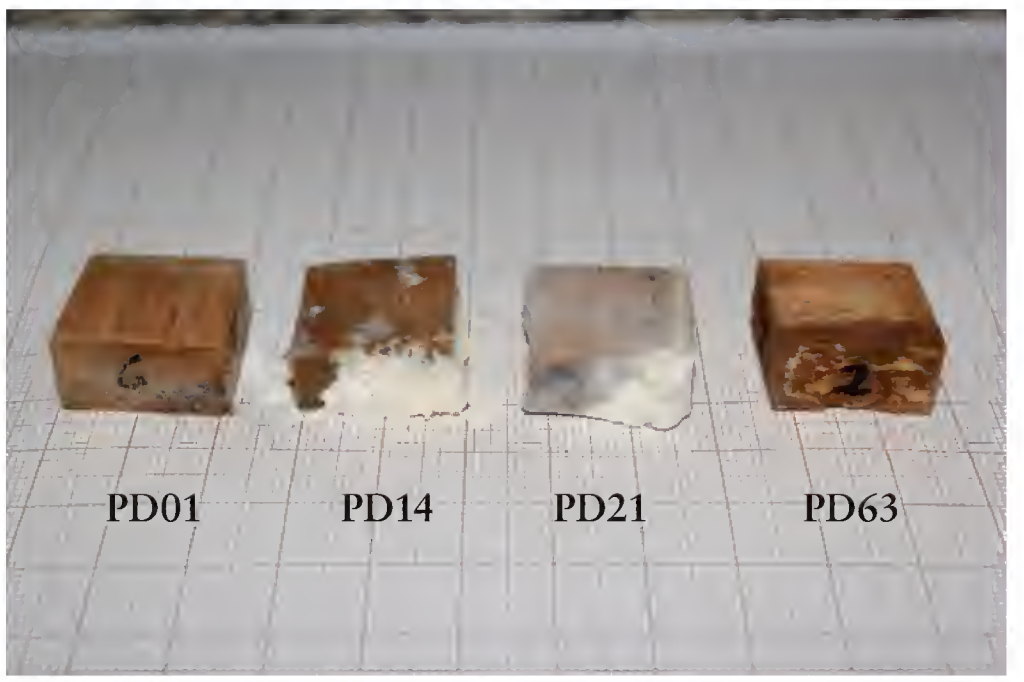


Figure 1. Mycelial growth of *Pycnoporus sanguineus* (PD01), *Phanerochaete chrysosporium* (PD14), *Schizophyllum commune* (PD21) and *Gloeophyllum abietinum* (PD63) fungi, respectively.

Results and discussion

Wood-decay fungi attack

Faster growth and development was observed in the mycelia of the white rot fungi, with *Schizophyllum commune* (PD21) showing a greater development than the other species examined. On the other hand, *G. abietinum* (PD63) exhibited growth and rest periods, demonstrating overall slow growth (Fig. 1).

When analyzing the behavior of *P. sanguineus* and *Gloeophyllum trabeum*, Alves *et al.* (2006) observed faster development of *P. sanguineus* when compared with *G. trabeum* in six Amazon woods under study. Eaton and Hale (1993) reported that *G. trabeum* showed a slower development when compared to white rot fungi.

According to Carvalho, Canilha, Ferraz and Milagres (2009), the white rot fungi are considered more efficient at wood biodegradation, since they are able to break down the three components of the plant cell wall (cellulose, hemicellulose, and lignin), whereas the brown rot fungi mainly degrade the polysaccharide fractions (cellulose and hemicellulose).

Eaton and Hale (1993) argued that the natural resistance of wood is dependent on the access routes available to fungi and the chemical composition of the wood, with the latter being a characteristic that varies substantially among species and within the same tree.

When analyzing the classification, all species in this study were considered highly resistant. Stangerlin, Da

Costa, Garlet and Pastore (2013) reported that the attack period of rot fungi, as described by the norm ASTM D2017, is not sufficient to be applied to the Amazon woods, which suggests that this parameter of the norm should be revised for tropical woods.

Table 4 shows the average weight loss in grams and as a percentage, together with the classification of natural resistance according to the norm ASTM D2017/86 of the four wood species, after exposure to attack by fungi PD01, PD14, PD21, and PD63.

The species *D. excelsa* showed lower weight loss than did the remaining wood species. This was also observed among all the fungi tested, with the fungus *P. sanguineus* causing greater weight loss (1.20%) than the other fungi tested.

Alves *et al.* (2006) examined *Peltogyne paniculata* (purpleheart wood) and found that the fungi *Pycnoporus sanguineus* presented the lowest weight loss (4.88%) among the various fungal species analyzed in their study.

Analysis of *A. leiocarpa* and *B. guianensis* showed that these species lost similar amounts of weight for all the tested fungi, which was around 3%.

In contrast, *V. maxima* showed a higher percentage of weight loss with an average of 9.17% for all the fungi assessed. This could have occurred due to the low specific mass together with the type of parenchyma found in the

Table 4. Mean values of weight loss and classification of natural resistance in woods submitted to attack by *Pycnoporus sanguineus* (PD01), *Phanerochaete chrysosporium* (PD14), *Schizophyllum commune* (PD21) and *Gloeophyllum abietinum* (PD63) fungi.

Species	*Fungi*	*Grams*	*%*	*Classification of Natural Resistance*
Dinizia excelsa	PD01	0.0493	1.20	Highly Resistant
	PD14	0.0268	0.66	Highly Resistant
	PD21	0.0250	0.58	Highly Resistant
	PD63	0.0282	0.91	Highly Resistant
Apuleia leiocarpa	PD01	0.1148	4.23	Highly Resistant
	PD14	0.1059	3.49	Highly Resistant
	PD21	0.1060	3.67	Highly Resistant
	PD63	0.0917	3.11	Highly Resistant
Bagassa guianensis	PD01	0.0851	2.77	Highly Resistant
	PD14	0.1056	3.73	Highly Resistant
	PD21	0.0883	3.11	Highly Resistant
	PD63	0.0689	2.34	Highly Resistant
Vochysia maxima	PD01	0.2011	8.43	Highly Resistant
	PD14	0.2020	8.37	Highly Resistant
	PD21	0.2022	8.70	Highly Resistant
	PD63	0.2980	11.18	Highly Resistant
Cecropia sp.	PD01	0.7919	60.10	Nonresistant
	PD14	0.7871	60.73	Nonresistant
	PD21	1.109133	68.00	Nonresistant
	PD63	0.804933	62.50	Nonresistant
Pinus sp.	PD63	1.577983	28.12	Moderately resistant

species. According to Silva (2005), woods that are most resistant to the action of these organisms are those that have high specific mass, since they have a denser structure with a high content of substances such as tannins and lignin impregnating their cell walls. According to the same author, the abundance of parenchymal tissue provides low natural durability.

De Nadai, Castelo, Stargerlin and Magistrali (2013) reported that specific mass is not the main factor that provides natural durability to wood; however, this can be attributed to factors such as the content and type of extractives. Thus, it is necessary to analyze the wood extractives content to obtain more accurate data.

In contrast, among the reference woods used, the fungus *G. abietinum* did not have high ability for biodegradation in the pinus species, as the norm requires that the control species, *Pinus* sp. and *Cecropia* sp., should have weight loss greater than 50% in order to prove the fungus vigor. Nevertheless, the remaining white rot fungi showed good development, with an average of 62.83% for *Cecropia* sp.

Mendes *et al.* (2014) observed a weight loss in the reference woods of 50.76% in the cecropia wood caused by the fungus *Trametes versicolor* and of 53.33% in the pinus wood caused by the fungus *G. trabeum*.

Carneiro, Emmert, Sternadt, Mendes and Almeida (2009) reported an average weight loss of 0.60% when *B. guianensis* was tested. This value is well below those found in the present study for this wood species, which had a weight loss average of approximately 3% for the four fungi tested.

We observed that *V. maxima* showed the greatest weight loss for all the fungi tested, with the brown rot fungus contributing more to the weight loss as shown in Figure 2. This might be because this wood showed higher porosity, thus facilitating fungus penetration.

Lepage (1986) explained that, in general, brown rot causes a decrease in the physical characteristics of wood faster than does white rot. There was no difference between the averages of the fungi analyzed (Table 5); however, the averages of all the wood species tested were

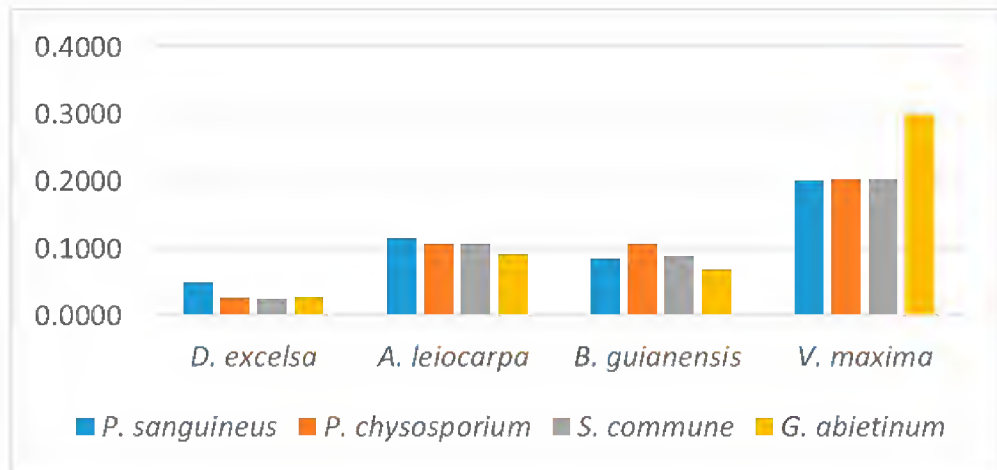


FIGURE 2. Weight loss (g) of the four wood species exposed to the four rot fungi.

significant, with the results demonstrating that the intensity of the fungal attack is associated with the wood species under attack.

Means followed by the same capital letter in the rows and lowercase in the columns do not differ by Tukey's test at 5% probability.

Weight loss in *D. excelsa, A. leiocarpa,* and *B. guianensis* were not statistically different; however, *D. excelsa* had the lowest average weight loss when compared with the remaining species.

When comparing the results obtained in an experiment with wood of different resistance classes exposed to xylophagous fungi. When attacked by the white rot fungus *Pycnoporus sanguineus*, the heartwood showed a weight loss lower than 10%, and could be classified as resistant. However, *V. maxima* showed a higher weight loss, demonstrating that it had lower resistance to the fungi tested.

In another study, Labat *et al.* (2000) studied *Erisma uncinatum*, which belongs to the same family as *V. maxima*, and they observed a weight loss of up to 0.3% following an incubation period of 6 weeks with the fungus *G. trabeum*.

CONCLUSIONS

All four tested woods were found to be highly resistant to fungi. The woods *D. excelsa, A. leiocarpa* and *B. guianensis* showed lower weight loss, whereas *V. maxima*

Table 5. Comparison of weight loss averages of the species submitted to attack by fungi using Tukey's test.

Species					
Fungus	*D. excelsa*	*A. leocarpa*	*B. guianensis*	*V. maxima*	
PD01	2.0501 cC	4.1077 bB	2.6176 bC	8.0558 aA	4.24352 A
PD14	1.2867 dD	3.8151 bB	2.3833 cC	9.1985 aA	4.02047 A
PD21	1.4147 dC	3.2218 bB	3.2685 bB	9.1985 aA	4.27587 A
PD63	0.9995 dC	3.2321bB	1.5273 cC	9.8569 aA	3.69864 A
AVERAGE	1.43773 d	3.59417 b	2.44919 c	9.04787a	
VC%	15.03				

showed the highest weight loss, which demonstrated that woods presenting greater density were the most resistant to rot caused by the fungi. We recommend that the *D. excelsa, A. leiocarpa* and *B. guianensis* be used for sawn timber production.

References

Alves, M. V. Da S., Da Costa, A. F., Espig, D. Da S. and Do Vale, A. T. (2006). Resistência natural de seis espécies de madeiras da região amazônica a fungos apodrecedores, em ensaios de laboratório. *Ciência Florestal*, *16*(1), 17-26. doi: 10.5902/198050981884

American Society for Testing Materials. (2005). *ASTM D2017-05, Standard test method of accelerated laboratory test of natural decay resistance of woods* (Withdrawn 2014), West Conshohocken, PA: ASTM International.

Carneiro, J. S., Emmert, L., Sternadt, G. H., Mendes, J. C. and Almeida, G. F. (2009). Decay susceptibility of Amazon wood species from Brazil against white rot and brown rot decay fungi 10th EWLP, Stockholm, Sweden, August 25–28, 2008. *Holzforschung*, *63*(6), 767-772. doi: 10.1515/HF.2009.119

Carvalho, W., Canilha, L., Ferraz, A. and Milagres, A. M. F. (2009). Uma visão sobre a estrutura, composição e biodegradação da madeira. *Química Nova*, *32*(8), 1-5. doi: 10.1590/S0100-40422009000800033

De Nadai Corassa, J., Castelo, P. A. R., Stangerlin, D. M. and Magistrali, I. C. (2013). Durabilidade natural da madeira de quatro espécies florestais em ensaios de deterioração em campo. *Revista Ciência da Madeira (Brazilian Journal of Wood Science)*, *4*(1), 108-117.

Eaton, R. A. and Hale, M. D. (1993). *Wood: decay, pests and protection*. London: Chapman & Hall.

Gonçalves, F. G., Brocco, V. F., Paes, J. B., Loiola, P. L. and Lelis, R. C. C. (2014). Resistência de painéis aglomerados de *Acacia mangium* Willd. Colados com ureia-formaldeído e taninos a organismos xilófagos. *Floresta e Ambiente*, *21*(3), 409-416. doi: 10.1590/2179-8087.059113

Instituto Brasileiro de geografia e estatística (2016). *Anuário estatístico do Brasil*. Retrieved from http://biblioteca.ibge.gov.br/bibliotecacatalogo?view=detalhes&id=720.

Kirk, T. K. and Cullen, D. (1998). Enzymology and molecular genetics of wood degradation by white-rot fungi. In R. A. Young and M. Akhtar (Eds.) *Environmentally friendly technologies for the pulp and paper industry* (pp. 273-307). New York: Wiley.

Labat, G., Le Bayon, I., Gerard, J. and Amin, F. (2000). *The durability of wood polymer composites against fungi and insects*. Document presented in The International Research Group on Wood Preservation – IRG/WP 00-40161. Hawaii, USA.

Lepage, E. S. (1986) Introdução. In Oliveira, A. M. F, De Lelis, A. T., Lopez, G. A. C., CHIMELO, J. P, Oliveira, L. C. de S., Cañedo, M. D., CAVALCANTE, M. S., Ielo, P. K. Y., Zanotto, P. A., Milano, S. *Manual de preservação de*

madeiras (vol. 01, pp. 1 -6). São Paulo: Instituto de Pesquisa Tecnológica de São Paulo.

Mendes, R. F., Bortoletto Júnior, G., Garlet, A., De Almeida, N. F. and Surdi, P. G. (2013). Resistência ao ataque de fungos apodrecedores em painéis OSB termicamente tratados. *Cerne*, *19*(4), 551-557. doi: 10.1590/S010477602013000400004

Mendes, R. F., Bortoletto Júnior, G., Garlet, A., Vidal, J. M., De Almeida, N. F. and Jankowsky, I. P. (2014). Resistência de painéis compensados de *Pinus taeda* tratados com preservantes ao ataque de fungos xilófagos. *Cerne*, *20*(1), 105-112. doi: 10.1590/S0104-77602014000100014

Silva, J. C. (2005). *Anatomia da madeira e suas implicações tecnológicas*. Viçosa, Minas Gerais, Brasil: Universidade Federal de Viçosa, Departamento de Engenharia Florestal.

Stangerlin, D. M., Da Costa, A. F., Garlet, A. and Pastore, T. C. M. (2013). Resistência natural da madeira de três espécies amazônicas submetidas ao ataque de fungos apodrecedores. *Revista Ciência da Madeira (Brazilian Journal of Wood Science)*, *4*(1), 15-32.

Sudár, A., López, M. J., Keledi, G., Vargas-García, M. C., Suárez-Estrella, F., Moreno, J., Burgstaller, C. and Pukánszky, B. (2013). Ecotoxicity and fungal deterioration of recycled polypropylene/wood composites: Effect of wood content and coupling. *Chemosphere*, *93*(2), 408-414. doi: 10.1016/j.chemosphere.2013.05.019

Received: 26 June 2016.
Accepted: 31 March 2017.

This paper must be cited as:
Reis, A. R. S., Reis, L. P., Alves Júnior, M., de Carvalho, J. C. and da Silva, J. R. (2017). Natural resistance of four Amazon woods submitted to xylophagous fungal infection under laboratory conditions. *Madera y Bosques, 23*(2), 155-162. doi:10.21829/myb.2017.232968

doi:10.21829/myb.2017.2321452

Madera y **Bosques** vol. **23**, núm. **2: 163-179** Verano **2017**

Evaluación de ecuaciones alométricas de **biomasa epigea** en una selva mediana subcaducifolia de Yucatán

Evaluation of allometric equations of aboveground biomass in a semideciduous tropical forest of Yucatan

Gustavo Ramírez Ramírez[1], Juan Manuel Dupuy Rada[2]*, Luis Ramírez y Avilés[1] y Francisco J. Solorio Sánchez[1]

1 Universidad Autónoma de Yucatán. Campus de Ciencias Biológicas y Agropecuarias. Mérida, Yucatán, México.

2 Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C. Unidad de Recursos Naturales. Mérida, Yucatán, México.

* Autor de correspondencia. jmdupuy@cicy.mx

Resumen

Los objetivos del estudio fueron elaborar y cotejar ecuaciones alométricas para estimar la biomasa epigea (BE) en una selva mediana subcaducifolia del ejido San Agustín, Yucatán, México, y compararlas con ecuaciones existentes. Se seleccionaron 47 árboles de 18 especies con diámetros normales entre 2.5 cm y 41.5 cm. Se midió el diámetro de cada árbol y la altura se estimó antes y se midió después de derribarlo. Se obtuvo el peso fresco de cada componente (fuste, ramas, hojas) en el campo y se tomaron muestras para determinar su peso seco en el laboratorio y extrapolar a todo el individuo. Se elaboraron seis ecuaciones alométricas evaluadas a través del criterio de información de Akaike (AIC), el valor de R^2 ajustado y validación cruzada. La mejor ecuación tuvo un valor de AIC de 48.36 y un R^2 ajustado de 0.96. La validación cruzada mostró un valor de R^2 ajustado de 0.72 y un coeficiente de concordancia de 0.56. Contrario a lo esperado, esta ecuación es menos precisa que algunas otras utilizadas para las selvas de la Península de Yucatán, incluyendo ecuaciones locales y de otros continentes, con tamaños de muestra muy contrastantes. Sin embargo, la mejor ecuación elaborada en este estudio permite obtener estimaciones de la BE de las selvas medianas subcaducifolias de Yucatán adecuadas, especialmente para los individuos de mayor tamaño, que son los más influyentes.

Palabras clave: alometría, altura, carbono almacenado, densidad de la madera, diámetro normal, validación cruzada.

Abstract

The objectives of this study were to develop and compare allometric equations of aboveground biomass (AGB) for a semi-deciduous tropical forest of the ejido (system of communal or cooperative farming) San Agustin, Yucatan, Mexico, and to compare them to existing equations. Forty seven trees of 18 different species with diameters between 2.5 cm and 41.5 cm were selected. The diameter of each tree was measured before felling, and the height was estimated before and measured after felling. Fresh weight of each component (stem, branches, leaves) was measured in the field, and samples were taken to determine dry weight in the laboratory and to extrapolate to the whole individual. Six allometric equations with different functional forms were explored, and tested using the Akaike information criterion (AIC), adjusted R^2 value and cross validation. The best equation yielded an AIC value of 48.36 and an adjusted R^2 of 0.96. Cross-validation showed an adjusted R^2 value of 0.72 and a coefficient of agreement of 0.56. Unexpectedly, this equation is less precise than others used in the forests of the Yucatan Peninsula, including equations developed locally and in other continents, with very contrasting sample sizes. However, the best equation obtained in this study allows adequate estimates of AGB of the semideciduous tropical forests of Yucatan, especially for the largest trees, which are the most influential.

Keywords: allometry, height, carbon stocks, wood density, diameter, cross validation.

Introducción

Los bosques y las selvas asimilan el dióxido de carbono (CO_2) presente en la atmósfera a través del proceso de fotosíntesis incorporándolo a la biomasa vegetal durante largos periodos (Fonseca, Alice y Rey, 2009; Cuenca, Jadán, Cueva y Aguirre, 2014). Así, estos ecosistemas almacenan grandes cantidades de carbono en la biomasa epigea y subterránea y también intercambian CO_2 con la atmósfera a través de la fotosíntesis y la respiración (Foley, Costa, Delire, Ramankutty y Snyder, 2003; Cuenca *et al.*, 2014). En particular, las selvas son el ecosistema terrestre más biodiverso y uno de los que mayores cantidades de carbono asimilan y almacenan, por lo que juegan un papel fundamental en el ciclo global del carbono y en la mitigación del calentamiento global (Pan *et al.*, 2011; Houghton, Byers y Nassikas, 2015). Aunque las selvas húmedas tienen mayor biodiversidad, acumulan e intercambian mayor cantidad de carbono que las selvas secas (Poorter *et al.*, 2016), estas últimas han sido más deforestadas (ocupan menos de 10% de su extensión original en países como México, Argentina y varios del Caribe) y presentan un alto grado de endemismo (Miles *et al.*, 2006; Banda *et al.*, 2016).

La biomasa es el contenido de materia orgánica que se encuentra almacenada en los diferentes componentes del ecosistema y está constituida por el peso seco de la materia orgánica epigea y subterránea (Fonseca *et al.*, 2009). La cuantificación y el monitoreo de la biomasa acumulada en la vegetación de los ecosistemas forestales es trascendental para estimar el carbono almacenado y la tasa anual de fijación de CO_2, lo cual tiene gran relevancia para la mitigación del calentamiento global (Cifuentes, 2010; Cuenca *et al.*, 2014).

La cuantificación de la biomasa permite estimar la magnitud de recursos forestales disponibles, como alimentos, combustibles, forrajes y fibras (Brown, 1997; Cairns, Olmsted, Granados y Argaez, 2003), comparar diferentes tipos de bosques templados y/o tropicales, y evaluar los cambios en la estructura forestal asociados a la sucesión secundaria (Cairns *et al.*, 2003). Además, para manejar adecuadamente los recursos forestales se requieren estimaciones confiables de la biomasa epigea (BE), para estimar la carga de combustibles, evaluar los efectos de los tratamientos silvícolas aplicados y la productividad del sitio en términos de madera o forraje, entre otros (Kie y White, 1985; Harvey *et al.*, 2011; Návar-Cháidez, Rodríguez-Flores y Domínguez-Calleros, 2013). La cantidad de biomasa epigea también se correlaciona con la de raíces, hojarasca y necro-masa, por lo que ayuda a estimar otros depósitos de biomasa (Cairns, Brown, Helmer y Baumgardner et al., 1997; Mokany, Raison y Prokushkin, 2006; Návar-Cháidez *et al.*, 2013).

Existen dos clases de métodos para estimar la biomasa: directos e indirectos. Los primeros involucran procedimientos destructivos consistentes en cortar las plantas y determinar su biomasa, secando y pesando cada componente (Schlegel, 2001; Cuenca *et al.*, 2014). En los indirectos se utilizan técnicas de cubicación del árbol, donde se suman los volúmenes de madera, se toman muestras frescas, se secan y pesan, para calcular factores de conversión del volumen a peso seco, a través de gravimetría (Fonseca *et al.*, 2009; Cuenca *et al.*, 2014).

Otra forma indirecta de estimar la biomasa es a través de ecuaciones alométricas basadas en análisis de regresión lineal o no lineal con variables como el diámetro normal (medido a 1.3 m de altura) y la altura total de cada árbol (Cuenca *et al.*, 2014). Esta relación emana del desarrollo ontogénico de los individuos que es básicamente el mismo para todos, salvo por la variabilidad asociada a la historia particular de cada uno. De esta forma, las proporciones o relaciones alométricas entre el diámetro y la altura con el volumen o la biomasa, entre otros, siguen una regla que se presume que es la misma para todos los árboles que crecen en el mismo ambiente, desde el más pequeño hasta el más grande (Picard, Saint-André y Henry, 2012).

Este principio básico de la alometría permite pronosticar una medida de un árbol (*e.g.* su biomasa epigea: BE) en función de otra medida (*e.g.* su diámetro: *D*) (Huxley, 1924; Gayon, 2000; Picard *et al.*, 2012). Así, existe un coeficiente que corresponde a: $\partial BE/BE = a\ (\partial D/D)$, que puede seguir una función de potencia: $BE = b \times D^a$, donde *a* es el coeficiente de alometría, mientras que *b* indica una

proporcionalidad entre las magnitudes acumuladas. A veces hace falta adicionar una intersección en esta relación que se convierte en $B = c+bD^a$, donde c representa la biomasa del individuo antes de que alcance la altura a la cual se mide el diámetro (por ejemplo 1.3 m si D se tomó a 1.3 m). La relación de potencia hace referencia a la idea de autosimilaridad durante el desarrollo de los individuos (Gould, 1971; Picard *et al.*, 2012). Sin embargo, la forma funcional más común de las ecuaciones alométricas es la convencional logarítmica en la que BE se calcula como una función lineal logarítmica de D, en la que los coeficientes de escala y pendiente se suelen estimar por procedimientos de mínimos cuadrados con regresión lineal (Ter-Mikaelian y Korzukhin, 1997; Jenkins, Chojnacky, Heath y Birdsey, 2003; Zianis y Mencuccini, 2004; Návar-Cháidez *et al.*, 2013).

Estudios previos han demostrado que para la estimación de la BE se deben tomar en cuenta varios factores, entre ellos el tamaño de la muestra y el intervalo de tamaños de diámetro; generalmente, mientras mayor sea el tamaño de muestreo, mayor será la precisión de la estimación; y mientras mayor sea la amplitud de tamaños de diámetro, mayor será la aplicabilidad de la ecuación (Návar-Cháidez *et al.*, 2013; Chave *et al.*, 2014). Otro factor importante es la localidad, se espera que las ecuaciones locales sean mejores estimadoras porque poseen información de las características propias de sitio (Návar-Cháidez *et al.*, 2013, Chave *et al.*, 2014). Además, las ecuaciones globales, así como las ecuaciones empíricas y las convencionales, requieren ser calibradas localmente (Návar-Cháidez *et al.*, 2013). Finalmente, se deben considerar la densidad específica de la madera y la altura del árbol; la densidad específica es una variable que explica directamente la BE del individuo y muchas veces es utilizada como un coeficiente de proporcionalidad, mientras que la altura explica el incremento en volumen que incide directamente en la BE (Chave *et al.*, 2005).

La elaboración y cotejo de ecuaciones alométricas locales es de gran relevancia para el manejo forestal comunitario y la implementación de estrategias de mitigación del cambio climático que requieren tener una línea base para la estimación de la biomasa y del carbono epigeo almacenado en estas selvas, con la menor incertidumbre posible. Dado que la composición florística y las condiciones particulares de cada sitio afectan considerablemente el crecimiento y la acumulación de biomasa epigea (BE) en la vegetación, se espera que ecuaciones alométricas locales permitan una estimación más precisa de la biomasa en comparación con ecuaciones desarrolladas en otras localidades, o con ecuaciones más generales (e.g. de aplicación en todo el trópico) –especialmente si dichas ecuaciones incluyen otros tipos de selvas y/o no consideran la altura y la densidad de la madera.

Objetivos

Este estudio tuvo dos objetivos: 1) elaborar y cotejar ecuaciones alométricas para estimar la biomasa epigea de selvas medianas subcaducifolias de Yucatán, México, y 2) comparar dichas ecuaciones con otras elaboradas o utilizadas previamente para las selvas de la región.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El estudio se realizó en el ejido San Agustín ubicado en el sur del estado de Yucatán, México, entre los municipios de Oxkutzcab y Tekax en la región Puuc (19°58”43’ N, 89°29”18’ O). El clima es cálido sub-húmedo (Aw_1), de acuerdo con la clasificación de Köppen modificada por García (1973), con lluvias en verano (mayo-octubre) y con una marcada estación seca (noviembre-abril); la temperatura media anual es de 26 °C y la precipitación media anual fluctúa entre 1000 mm y 1200 mm (Dupuy *et al.*, 2012). El paisaje se caracteriza por la presencia de lomeríos con cimas en cúpulas de baja elevación (60 m - 190 m snm) y planicies confinadas (Flores y Espejel, 1994). Existe una diversidad de tipos de suelo asociados a las condiciones topográficas, con una predominancia de Litosoles y Rendzinas someros en los cerros, y de Vertisoles y Cambisoles más profundos en las zonas planas (Bautista-Zúniga, Batllori-Sampedro, Ortiz-Pérez, Palacio-Aponte y Castillo-González, 2003). El tipo de vegetación es de selva

mediana subcaducifolia, donde 50% a 75% de los árboles tiran sus hojas en la temporada de sequía. La altura del dosel oscila entre 10 m y 15 m, con algunos árboles prominentes de especies como *Vitex gaumeri* Greem y *Caesalpinia mollis* (Kunth) Spreng que alcanzan 18 m a 20 m de altura (López-Martínez, Hernández-Stefanoni, Dupuy y Meave, 2013).

El ejido San Agustín fue creado en el año 1968, posee una superficie aproximada de 34 506 ha de las cuales 7127 ha están bajo esquema de pago por servicios hídricos, 2254 ha bajo aprovechamiento forestal y 92 ha bajo área urbana. El método destructivo se realizó en el área de aprovechamiento forestal maderable (Fig. 1).

Muestreo

Con base en la información del inventario forestal comunitario, correspondiente a tres conglomerados (12 parcelas) tipo Inventario Nacional Forestal y de Suelos (Comisión Nacional Forestal, 2013) ubicados en rodales de más de 50 años de edad, se ordenaron las especies de mayor a menor biomasa epigea y se utilizó esta lista para seleccionar las especies más dominantes que estuviesen presentes en el área de muestreo. El muestreo se realizó en dos etapas; en la primera se muestrearon árboles con diámetros normales (D) entre 2.5 cm y 10 cm en dos parcelas de 1000 m^2, una ubicada en un cerro y la otra en una planicie, para tener la mayor representatividad posible de las condiciones del paisaje. Dentro de cada parcela se seleccionaron individuos que cumplieran con los siguientes criterios: 1) tener preferentemente el fuste recto y poco ramificado, 2) pertenecer a las especies más dominantes y 3) contar con la aprobación de los ejidatarios para su derribo. En la segunda etapa, se muestrearon árboles mayores a 10 cm de DN, no solamente en las parcelas seleccionadas, sino también a lo largo de la carretera, debido a la dificultad de conseguir árboles con diámetros grandes, que además cumplieran con los criterios mencionados. Toda el área de muestreo comprendía rodales con edades de entre 60 años y 70 años de edad sucesional.

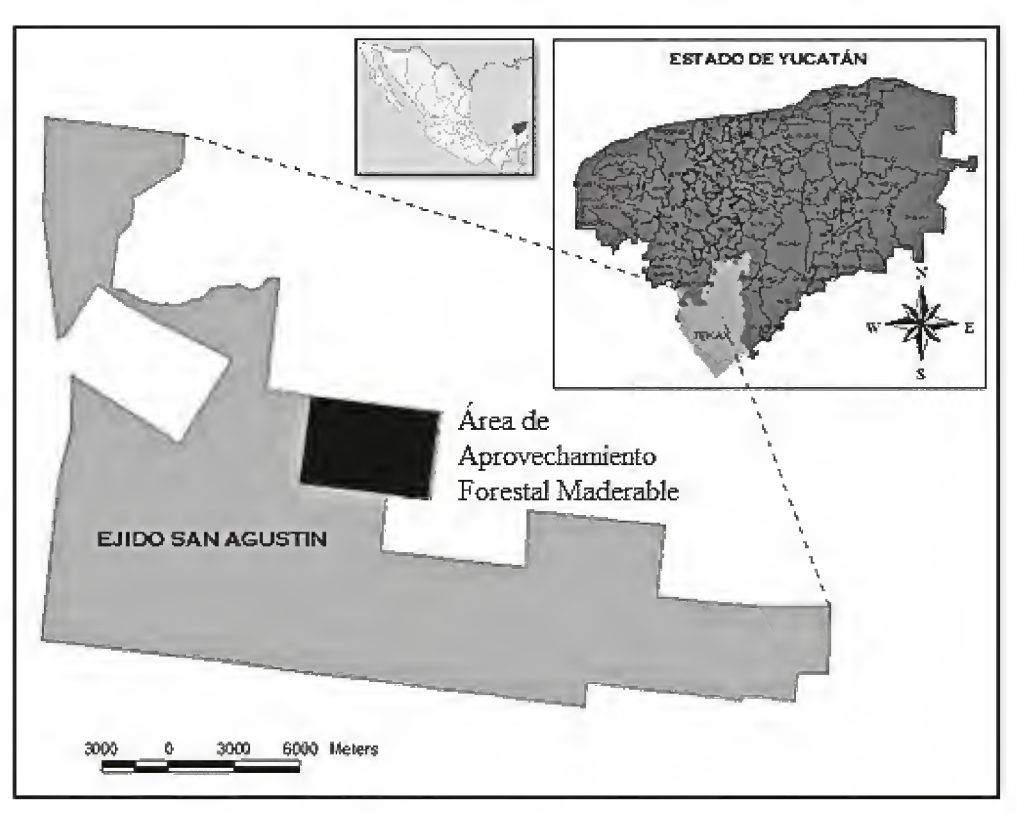


FIGURA 1. Ubicación del ejido San Agustín, Yucatán, México y del área de aprovechamiento forestal maderable donde se realizó el muestreo destructivo.

Fuentes: Alianza México REDD+, 2016; Secretaría de Educación Pública, 2014.

Tomando en cuenta el costo del muestreo destructivo, el consentimiento de los ejidatarios requerido para el derribo de los árboles y los resultados de estudios previos que indican que se requieren al menos 50 individuos para obtener una buena precisión en la estimación de la biomasa epigea en selvas tropicales (Chave *et al.,* 2004; Van Breugel, Ransijn, Craven, Bongers y Hall, 2011; Picard *et al.,* 2012), originalmente se seleccionaron 50 individuos con D entre 2.5 cm y 66.5 cm. Sin embargo, los ejidatarios solamente autorizaron el derribo de individuos > 42 cm de DN pertenecientes a la especie *Enterolobium cyclocarpum* (Jacq.) Griseb. Dado que el establecimiento en condiciones naturales de esta especie es muy raro y se asocia con la siembra directa o el pastoreo de ganado (Janzen y Martin, 1982), se optó por descartar los tres individuos de esta especie, para un tamaño de muestra final de 47 individuos: 30 con D entre 2.5 cm y 10 cm y 17 con D entre 10.1 cm y 41.5 cm pertenecientes a un total de 18 especies (Apéndice 1).

A cada árbol seleccionado se le midió su D y se estimó visualmente su altura total (H) antes de ser derribado. Siguiendo la metodología de Piccard *et al.* (2012), a aque-

llos árboles que presentaban más de un fuste (únicamente 2 de los 47 seleccionados) se les midió el diámetro en la base (en lugar de a 1.3 m) y se estimó la H del fuste más largo. Una vez derribado, a cada árbol se le midió su H y se seccionó el fuste cada metro o cada 1.30 m. Todas las secciones del fuste, así como todas las ramas y las hojas se pesaron en campo y se tomaron muestras de cada sección y componente (tallo, ramas, hojas). Todas la muestras se secaron a 70 °C hasta alcanzar un peso constante y se utilizó la relación peso seco/peso fresco de las muestras para estimar la biomasa total de cada individuo con base en el peso fresco total medido en campo.

Análisis estadísticos

Para evaluar la relación que existe entre las variables explicativas (D, H y densidad de la madera: Pw) y la biomasa epigea (BE), se realizó un análisis de correlación con los datos sin transformar de los 47 individuos de las 18 especies seleccionadas y se elaboraron dos gráficos de dispersión en 3D en R-commander versión 3.3.1 (2016) y R-Studio (2015). Posteriormente, se exploraron diferentes ecuaciones alométricas con diversas formas funcionales, principalmente la logarítmica y la potencial. Para seleccionar las ecuaciones con mayor bondad de ajuste y menor error de predicción, primero se verificó que fueran coherentes con el conocimiento teórico y empírico, en términos del signo de los coeficientes de las variables explicativas, dado que se espera una relación positiva de la BE con D, H y Pw, así como con (D^2H) –análogo al volumen. Posteriormente, se llevaron a cabo los siguientes pasos, según las metodologías propuestas por Fonseca *et al.* (2009), Segura y Andrade (2008), Hernández-Stefanoni y Dupuy (2008) y Hernández-Stefanoni *et al.* (2014):

1. Verificación de los supuestos del análisis de regresión (normalidad, independencia y homogeneidad de varianzas). También se graficaron los residuales para analizar visualmente su independencia. Aquellas ecuaciones que no cumplieron con todos estos supuestos fueron desechadas.
2. Cálculo del coeficiente de determinación ajustado (R^2 ajustado). Aquellas ecuaciones que presentaron un coeficiente no significativo ($p > 0.05$) para alguna variable independiente fueron eliminados.
3. Cálculo de indicadores del ajuste de las ecuaciones: raíz cuadrada del error cuadrático medio (RMSE), Criterio de Información de Akaike (AIC), Delta de Akaike (Δ), Peso de Akaike (i) (Caballero, 2011; ver Apéndice 2). Se calificó cada ecuación con base en el valor de AIC y se descartaron aquellas ecuaciones con $i < 0.1$, siguiendo la metodología aplicada por Hernández-Stefanoni y Dupuy (2008).
4. Validación cruzada: siguiendo la metodología de Hernández-Stefanoni, *et al.* (2014), se hizo una validación cruzada tipo dejando uno afuera o "*leave-one-out-cross validation*", consistente en descartar un dato a la vez y utilizar los demás datos para correr ecuaciones con formas funcionales iguales a las ecuaciones originales obtenidas y aplicar estas nuevas ecuaciones al valor observado para obtener así el valor predicho. Esto se hizo para todos los datos, de manera que, para cada ecuación, se tenía un valor predicho por cada valor observado. Posteriormente se realizó una regresión lineal entre valores observados y valores predichos para seleccionar la mejor ecuación, con base en el coeficiente de determinación (R^2) ajustado, el coeficiente de concordancia (AC) (Apéndice 3) y RSME, que proporciona una medida del error en las mismas unidades de la variable dependiente.

Para comparar las ecuaciones alométricas así obtenidas con otras ecuaciones o combinaciones de ecuaciones elaboradas o empleadas para estimar la biomasa epigea (BE) en las selvas de la península de Yucatán (Tabla 1), a los 47 árboles derribados se les aplicó cada una de estas ecuaciones para estimar la BE. También se realizó una regresión lineal entre valores observados y valores predichos para seleccionar la mejor ecuación, con base en el coeficiente de determinación R^2 ajustado, AC y RSME.

Tabla 1. Ecuaciones alométricas propuestas en estudios previos de biomasa epigea en las selvas de la península de Yucatán.

No.	*Ecuación*	*Autor (es)*	*Localidad, tipo de selva (tamaño de muestra)*
1	AGB=exp(-1.996+2.32ln(D))	Brown (1997)	Selvas secas de India, validada en selvas secas de México (n = 28)
2	AGB=Pw/Pa(exp(4.9375+1.0583ln(D2)))CF/106 AGB=exp(-2.173+0.868ln(D^2H)+0.0939/2)(Pw/Pa)	Hughes *et al.* (1999); Urquiza *et al.* (2007)	Los Tuxtlas, Veracruz (selva perennifolia)/ Quintana Roo (selva subperennifolia). (n = 223, n = 195)
3	AGB=exp(-2.9267+1.3636ln(D)+1.615ln(H))	Guyot (2011)	Felipe Carrillo Puerto, Quintana Roo selva sub-perennifolia. (n = 50)
4	AGB=0.08479($Pw^{0.55255}D^{2.2435}H^{0.4773}$)	Navar *et al.* (2013)	Selvas tropicales secas, Sinaloa, México (n = 39)
5	AGB=exp(-2.68+1.805ln(D)+1.308ln(H)+0.377ln(Pw))	Chave *et al.* (2005)	Pantrópico incluye selvas subperennifolias de Quintana Roo (n = 1808)
6	AGB=exp(-1.803-0.976E+0.976ln(Pw)+2.673ln(D)-0.0299[ln(D)]^2), Donde E=(0.178Ts-0.938CWD-6.61Ps)10^{-3}	Chave *et al.* (2014)	Pantrópico, incluye selvas secas y húmedas y un factor climático (E). (n = 4004)

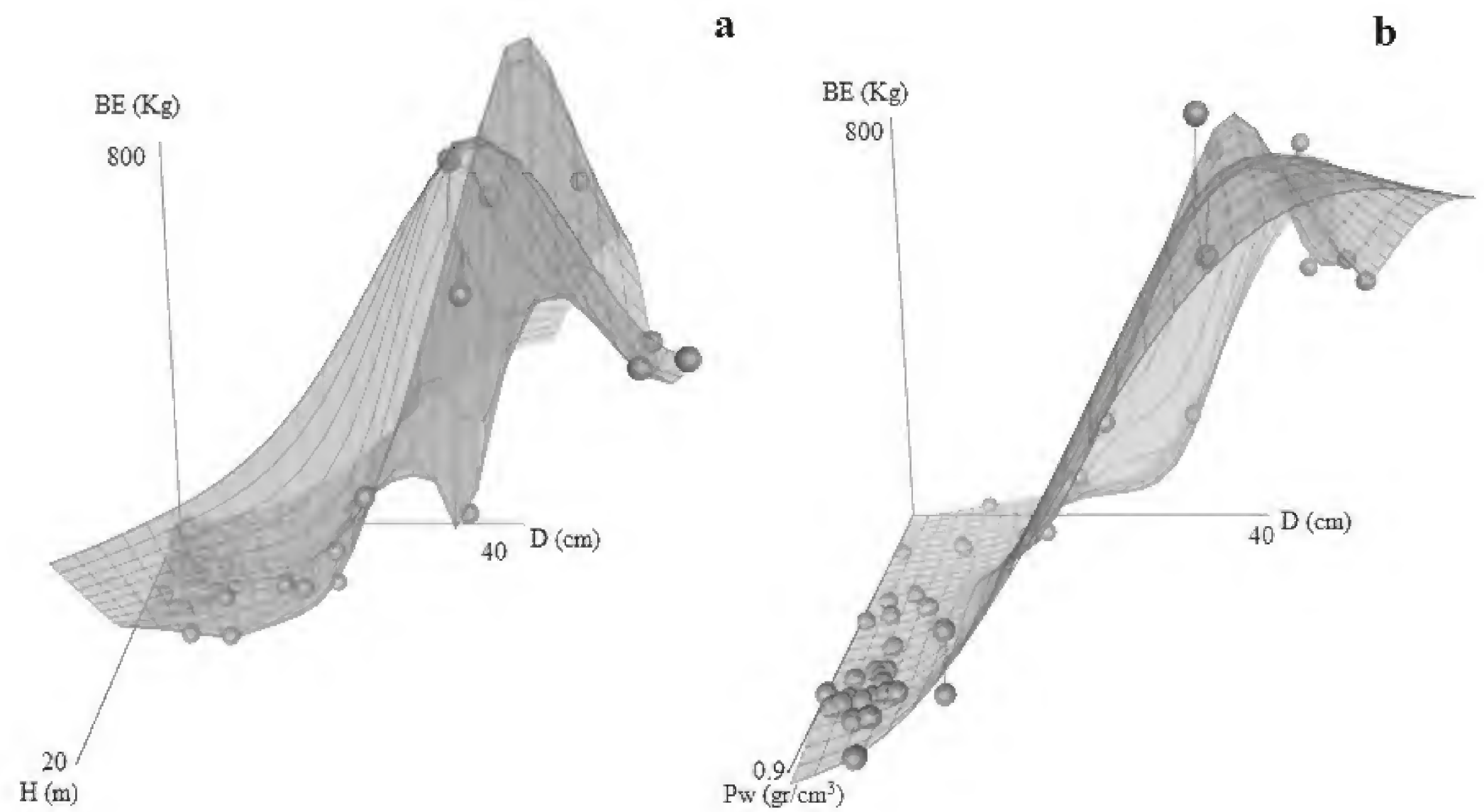


Figura 2. Relación de la biomasa epigea (BE) con el diámetro normal (D) y (a) la altura (H), o (b) la densidad de la madera (Pw) en una selva mediana subcaducifolia del ejido San Agustín, Yucatán, México.

Resultados

Análisis de correlación y tendencia

La biomasa epigea (BE) de los 47 árboles (de 18 especies) muestreados varió entre 1.45 kg/árbol y 777.88 kg/árbol, con un valor medio de 134.25 kg/árbol. La BE presentó relaciones positivas de tipo potencial o logarítmico con el diámetro, la altura y la densidad de la madera (Fig. 2), lo cual permite descartar ecuaciones alométricas con otras formas funcionales.

Ecuaciones alométricas elaboradas

Se seleccionaron seis ecuaciones alométricas que cumplían con los criterios establecidos. De estas seis ecuaciones, se descartaron dos (5 y 6), por presentar valores del peso de Akaike (i) menores a 0.1. Las cuatro ecuaciones restantes (1 - 4) cumplen con un buen ajuste de R^2 ajustado y valores de RMSE y AIC bajos. Aunque la mejor ecuación en términos de la bondad de ajuste es la ecuación 1 (AIC= 48.36, i= 0.38), las ecuaciones 2 y 3 tienen valores comparables y muy similares (Tabla 2).

La validación cruzada confirmó que la ecuación 1 tiene la mejor predicción, con un R^2 ajustado de 0.72, un AC de 0.56 –que indica una concordancia moderada (Apéndice 3) y una RMSE de 118.74, aunque nuevamente las ecuaciones 2 y 3 mostraron valores comparables y muy similares (Fig. 3).

Comparación con otras ecuaciones existentes

De las ecuaciones existentes evaluadas, la de Brown (1997) fue la que tuvo el mejor ajuste (R^2 ajustado = 0.76, RMSE= 110.60), seguida de la de Chave *et al.* (2005) (R^2 ajustado = 0.73, RMSE= 116.3), la de Návar-Cháidez *et al.* (2013) (R^2 ajustado = 0.73, RMSE= 117.56) y la de Guyot (2011) (R^2 ajustado= 0.72, RMSE= 118.25) (Fig. 4a, b, d, f), la cual tuvo un ajuste muy similar al de la ecuación 1 obtenida en este estudio (R^2= 0.72, RMSE= 118.74). Por otro lado, las ecuaciones que peor ajuste presentaron fueron la de Chave *et al.* (2014) (R^2 ajustado= 0.69, RMSE= 125.64) y la combinada de Hughes, Kauffman y Jaramillo (1999) y Urquiza, Dolman y Peres (2007) (R^2 ajustado= 0.68, RMSE= 127.93) (Fig. 4c, e).

Al comparar la ecuación 1 de este estudio con cada una de las seis ecuaciones existentes (Fig. 5), se observa un comportamiento similar, especialmente con respecto a las ecuaciones de Chave *et al.* (2005) y Guyot (2011) –excepto por la combinación de ecuaciones de Hughes *et al.* (1999) con Urquiza *et al.* (2007). Sin embargo, si se comparan los valores estimados para los árboles de mayor tamaño (que son los que más influyen en las estimaciones de BE), se observa que la ecuación de Brown (1997) presenta los valores estimados más similares a los observados, seguida de la de Chave *et al.* (2005), Guyot (2011) y la ecuación 1; mientras que las ecuaciones de Návar-Cháidez *et al.* (2013) y Chave *et al.* (2014) tienden a sobreestimar la BE de los árboles de mayor tamaño y la combinación de ecua-

Tabla 2. Estadísticos de bondad de ajuste para seis ecuaciones alométricas ajustadas a los datos de biomasa epigea medidos en una selva mediana subcaducifolia del ejido San Agustín, Yucatán, México (n= 47 árboles).

No	*Ecuación*	*R2*	*CME*	AIC	*Δ*	*i*
1	BE=exp(-4.1392+0.9900 ln(D^2H)+1.2268Pw)	0.96	0.15	48.36	0.00	0.38
2	BE=exp(-3.9605+2.1479 ln(D)+0.6927 ln(H)+1.3612Pw)	0.96	0.15	49.46	1.10	0.22
3	BE=exp(-3,01762+0.99032 ln(D^2H)+0.63065 ln(Pw))	0.96	0.15	49.56	1.20	0.21
4	BE=exp(-2.7053+2.1273 ln(D)+0.7090 ln(H)+0.7085 ln(Pw))	0.96	0.15	50.36	2.00	0.14
5	BE=exp(-3.45923+2.48146 ln(D)+1.717230Pw)	0.96	0.16	55.34	3.74	0.05
6	BE=exp(-2.90935+0.99568 ln(D^2HPw))	0.96	0.16	55.34	3.73	0.05

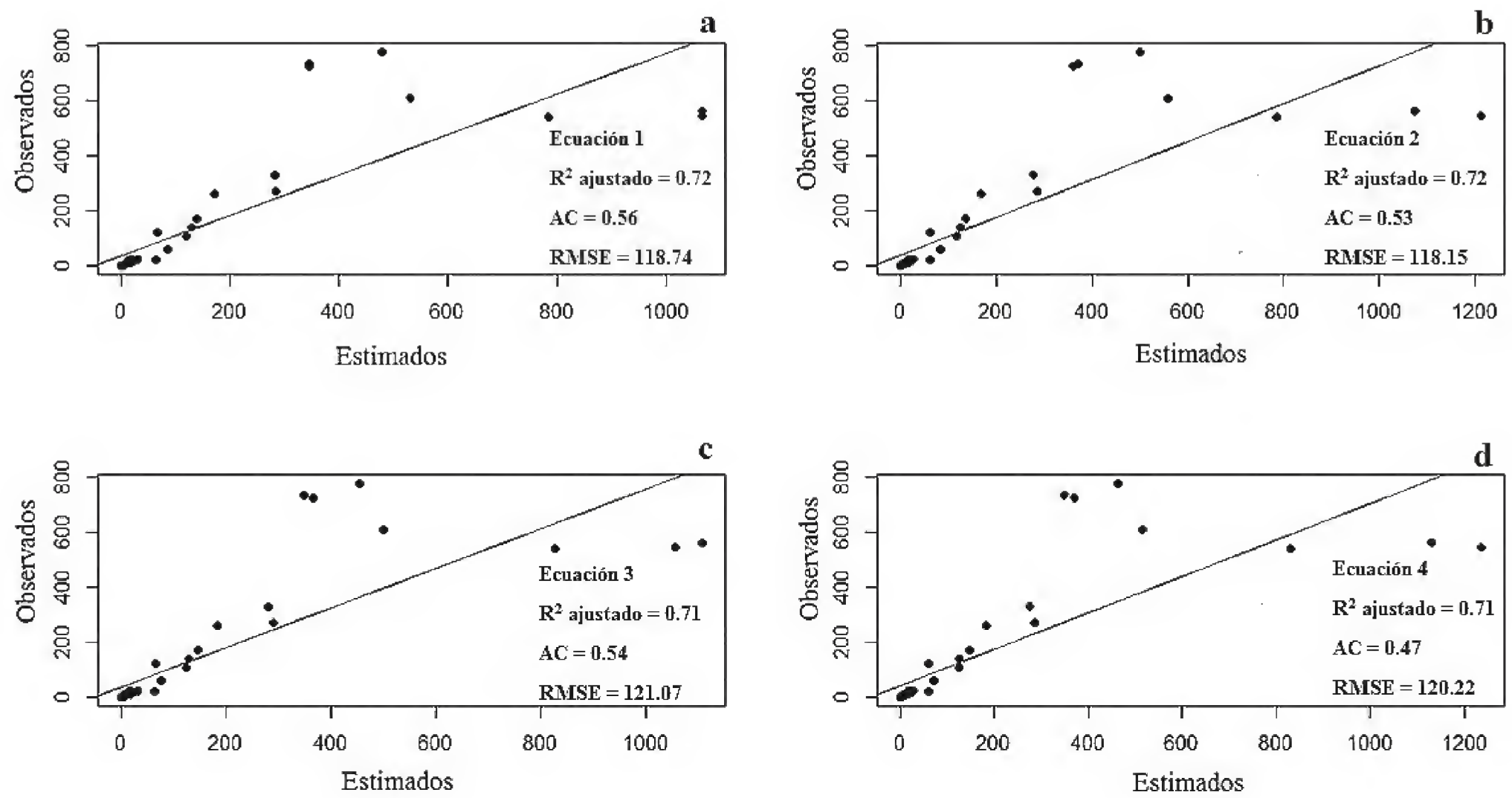


FIGURA 3. Valores observados (kg) y estimados (kg) de biomasa epigea de las ecuaciones 1-4 según la validación cruzada.

R^2 ajustado = coeficiente de determinación ajustado; AC = coeficiente de concordancia; RMSE= raíz cuadrada del error cuadrático medio.

ciones de Hughes *et al.* (1999) con Urquiza *et al.* (2007) tiende a subestimar la BE de los árboles más grandes y a sobreestimar la de los más pequeños (Fig. 5).

DISCUSIÓN

Ecuaciones alométricas elaboradas

De las seis ecuaciones elaboradas para estimar la biomasa epigea (BE) obtenida del muestreo destructivo, el mejor modelo correspondió a la ecuación alométrica 1, lo cual es congruente con la estrecha relación de la biomasa con el volumen (análogo a la densidad al cuadrado por la altura) y la densidad de la madera que se ha documentado previamente (Picard *et al.*, 2012). Sin embargo, algunos autores consideran que los modelos con valores de AIC que difieren en menos de dos unidades son estadísticamente equivalentes (Rozendaal *et al.*, 2016). Según este criterio, las ecuaciones 1-3 serían estadísticamente equivalentes en cuanto a su bondad de ajuste, dado que difieren entre sí en menos de dos unidades de AIC. Además, la mejor ecuación alométrica en términos estadísticos no necesariamente es la que mejor predice la BE (Montgomery, Peck y Vining, 2006; Picard *et al.*, 2012). Por lo tanto, es importante y recomendable analizar la capacidad predictiva de cada ecuación y no solamente su bondad de ajuste.

Las ecuaciones 1-3 tampoco difieren sustancialmente en su capacidad predictiva, tanto en términos de la validación cruzada, como del valor de RMSE. Esto sugiere que estas tres ecuaciones resultan adecuadas para estimar la BE en la selva estudiada. Sin embargo, la ecuación que presentó la mayor precisión de estimación nuevamente fue la 1. Por lo tanto, de las ecuaciones desarrolladas en este estudio, la 1 es la más recomendable para estimar la BE (y el carbono almacenado en ésta) en las selvas de la región Puuc de Yucatán o en otras selvas con ambientes y características de estructura y composición florística similares.

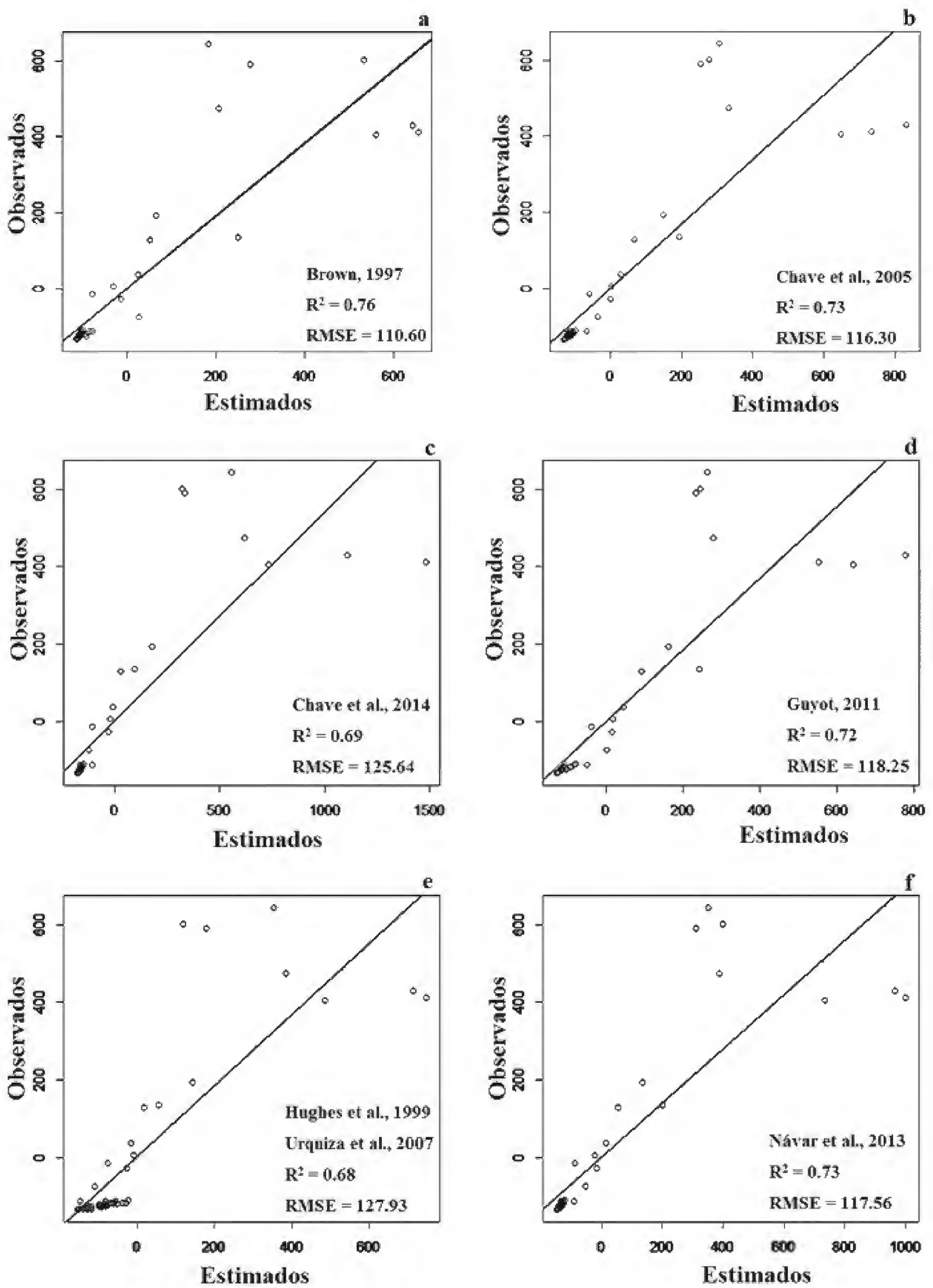


FIGURA 4. Valores observados (kg) y estimados (Kg) de biomasa epigea de las ecuaciones alométricas de Brown, (1997); Chave *et al.* (2005); Chave *et al.* (2014); Guyot (2011); Hughes *et al.* (1999) Urquiza *et al.* (2007) y Návar-Cháidez *et al.* (2013).

R^2 ajustado = coeficiente de determinación ajustado; AC = coeficiente de concordancia; RMSE= raíz cuadrada del error cuadrático medio.

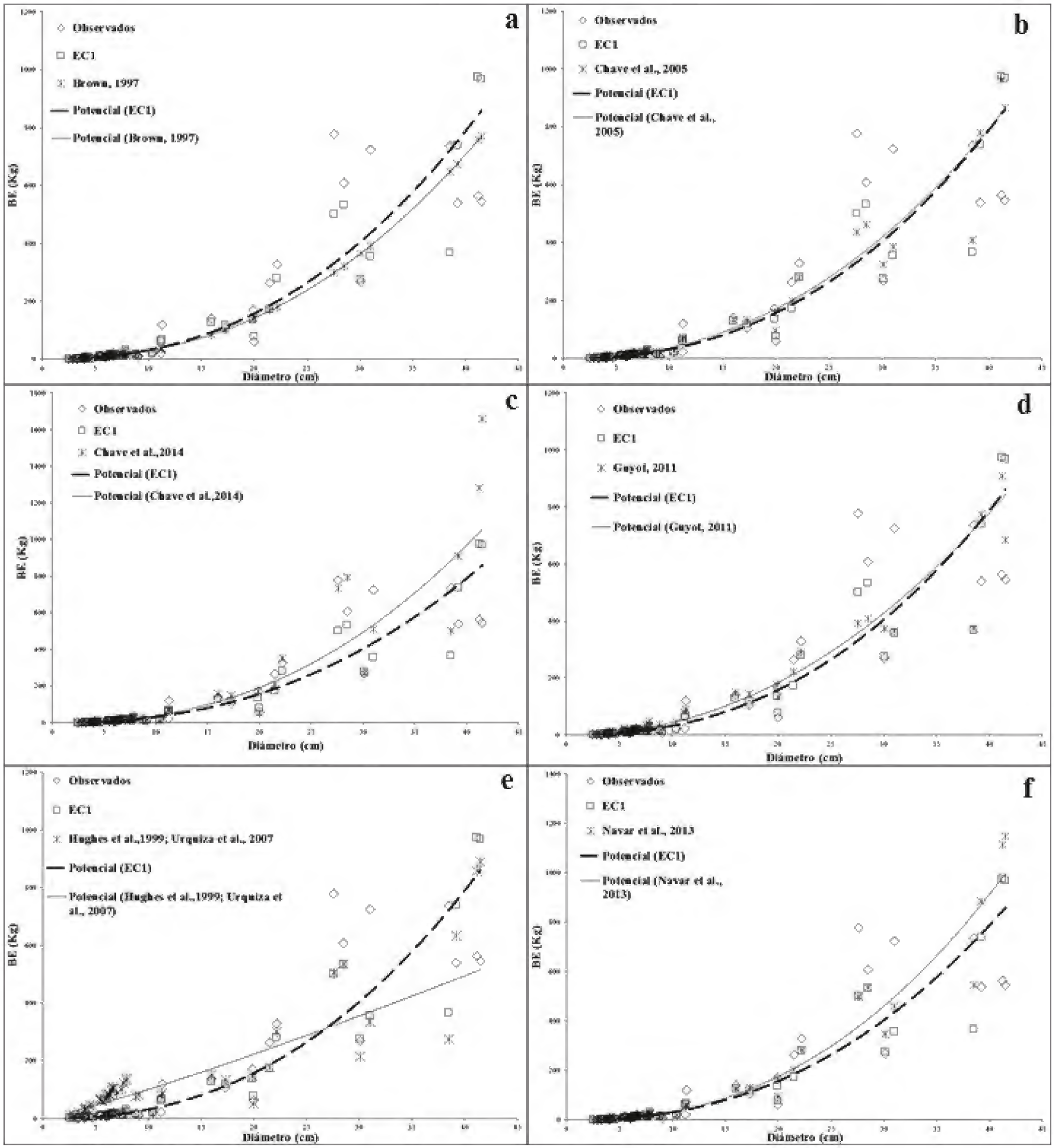


FIGURA 5. Relación entre el diámetro de los árboles muestreados en este estudio y la biomasa epigea (BE) observada y estimada con la ecuación alométrica 1 (EC1) y con otras ecuaciones existentes.

Comparación con otras ecuaciones existentes

Contrariamente a lo esperado, cuatro de las seis ecuaciones alométricas existentes evaluadas mostraron un mejor ajuste y menor error de predicción que todas las ecuaciones elaboradas localmente en este estudio. En particular, resulta sorprendente que la ecuación de Brown (1997), a pesar de haber sido desarrollada en selvas secas de la India, considerando únicamente el diámetro como variable predictiva, con un tamaño de muestra pequeño (28 árboles) y un intervalo de tamaños de árboles relativamente estrecho (5 cm - 40 cm de diámetro normal), fuera la que mejor bondad de ajuste y menor error de estimación presentara. Esto es contrario a lo encontrado en varios estudios (Chave *et al.*, 2005; Návar-Cháidez *et al.*, 2013) y a los criterios generales que se emplean para seleccionar ecuaciones alométricas: que sean preferentemente locales, con un tamaño de muestra lo más grande posible, para un intervalo de tamaños de árboles lo más amplio posible y que incluyan la altura y la densidad de la madera como predictores. Sin embargo, cabe señalar que esta ecuación fue validada con datos de las selvas secas de México, encontrando un muy buen ajuste (R^2 ajustado = 0.89) (Brown, 1997). Se requieren estudios detallados que comparen la similitud estructural (especialmente en cuanto a la BE) entre las selvas secas de la India y las de Yucatán, para explorar las causas de estos resultados inesperados.

Por otro lado, al analizar la relación entre el diámetro de los árboles y la BE medida por el método destructivo y comparar la ecuación 1 con las existentes, se observa que algunas de estas resultan poco adecuadas (Fig. 5). Por ejemplo, la combinación de ecuaciones de Hughes *et al.* (1999) con Urquiza *et al.* (2007) tiende a sobreestimar la BE de árboles pequeños (< 10 cm de diámetro) y a sobreestimar la de los árboles más grandes (> 35 cm). La sobreestimación de la BE de árboles pequeños seguramente se debe a que la ecuación de Hughes *et al.* (1999) fue desarrollada con árboles de una selva perennifolia de Veracruz. Por otro lado, las ecuaciones de Návar-Cháidez *et al.* (2013) y Chave *et al.* (2014) tienden a sobreestimar la BE de los árboles más grandes, por lo que tampoco se recomienda su aplicación a las selvas de la región Puuc de Yucatán. La ecuación de Návar-Cháidez *et al.* (2013) tiene un tamaño de muestra relativamente pequeño (n = 39) y fue elaborada en selvas secas de Sinaloa, lo cual podría ayudar a explicar este resultado, comparado, por ejemplo, con el mejor desempeño de la ecuación de Guyot (2011), con un tamaño de muestra mayor (n = 50) y elaborada en la Península de Yucatán.

En cuanto a la ecuación de Chave *et al.* (2014), aunque tiene un tamaño de muestra difícilmente superable (n = 4004), fue elaborada en 38 sitios de selvas tanto secas (incluyendo selvas de la Península de Yucatán) como húmedas de todo el trópico. En contraste, la ecuación antecesora de Chave *et al.* (2005), que también tiene un tamaño de muestra muy grande (n = 1008 en 20 sitios) pero fue desarrollada solamente para selvas secas (n = 247 solo en la Península de Yucatán), presentó un mejor ajuste y mostró estimaciones de BE para los árboles más grandes muy similares a las de la ecuación 1. Estos resultados sugieren que ecuaciones que combinan muestreos en diferentes regiones e incluso continentes pueden dar estimaciones locales precisas de BE, cuando incluyen muestreos en la región donde se va a aplicar, especialmente si tienen tamaños de muestra grandes. Sin embargo, el incluir otros tipos de selva en los muestreos, aunque permite mayor generalidad, por ejemplo para modelar el ciclo global del carbono (Pan *et al.*, 2011; Grace, Mitchard y Gloor, 2014), puede comprometer la aplicabilidad local de ecuaciones alométricas, aun cuando se tenga un tamaño de muestra muy grande. Esto sugiere un compromiso entre la generalidad o globalidad de las ecuaciones alométricas (que se maximizó en el caso de Chave *et al.* (2014)) y la precisión de su aplicación a nivel local.

Finalmente, se ha encontrado que la alometría de los árboles puede cambiar con el crecimiento de los mismos (Weiner, 2004; Chave *et al.*, 2005). Se requiere estudiar más a fondo los cambios en la alometría de los árboles en las selvas secas en general y en las medianas subcaducifolias en particular, para identificar umbrales que permitan definir categorías diamétricas con diferentes relaciones alométricas. Esto permitiría evaluar si utilizar una combinación de dos ecuaciones alométricas para una misma

base de datos, una para individuos de tallas pequeñas y otra para individuos de tallas grandes, permite obtener una mejor estimación comparada con una sola ecuación para los árboles de todas las tallas.

Conclusiones

Aunque la ecuación alométrica 1 elaborada en este trabajo tuvo un ajuste estadístico menor y un mayor error que la mayoría de las ecuaciones existentes evaluadas, mostró mejores estimaciones de BE para los árboles de mayor diámetro (que son los que más influyen en dicha estimación), comparada con varias de las ecuaciones existentes –*e.g* Chave *et al.* (2014) y la combinación de Hughes *et al.* (1999) y Urquiza *et al.* (2007). Por lo tanto, se recomienda el uso de las ecuaciones de Brown (1997), Chave *et al.* (2005), Guyot (2011) o la ecuación 1 desarrollada en este estudio para estimar la BE en las selvas secas de la Región Puuc de Yucatán y en otras selvas con condiciones ambientales, de estructura y de composición similares.

El método destructivo para la construcción de ecuaciones alométricas es la manera más confiable (aunque costosa) de dilucidar el comportamiento de la BE y el carbono almacenado en esta. Tener valores medidos de BE permite construir y validar ecuaciones alométricas, así como comparar con ecuaciones existentes. Esto contribuye a entender los factores que afectan la precisión en la estimación de la BE a partir de este tipo de ecuaciones, tales como los efectos de las condiciones locales o regionales, el tamaño de la muestra, la inclusión de variables explicativas como la altura y la densidad de la madera, así como cambios en la alometría de los árboles con el crecimiento. Además, su uso puede facilitar la planificación, el ordenamiento y el manejo de áreas forestales, permitiendo la cuantificación de la biomasa y el carbono epigeo almacenado y proporcionado información valiosa para estrategias de mitigación del cambio climático.

Reconocimientos

Agradecemos a la comunidad del ejido San Agustín y a Bioasesores A.C. por su apoyo con el trabajo de campo; a The Nature Conservancy, USAID-México y CONACYT por su apoyo económico, igualmente a UADY-CCBA y CICY por su apoyo logístico. En particular, agradecemos a Filogonio May, Juan Pablo Caamal y Dinosca Rondón por su apoyo con las labores de campo, así como al Dr. Argenis Mora, por su orientación en los análisis estadísticos. Los atinados comentarios de tres revisores anónimos mejoraron la claridad, calidad y alcance del artículo.

Referencias

Banda, K., Delgado-Salinas, A., Dexter, K. G., Linares-Palomino, R., Oliveira-Filho, A., Prado, D. y R. Toby Pennington. (2016). Plant diversity patterns in neotropical dry forests and their conservation implications. *Science*, *353*(6306), 1383-1387. doi: 10.1126/science.aaf5080.

Bautista-Zúniga F., Batllori-Sampedro E., Ortiz-Pérez M., Palacio-Aponte G. y Castillo-González M. (2003). Geoformas, agua y suelo en la Península de Yucatán. En P. Colunga-Garcia-Marín y A. Larqué-Saavedra (Eds.) *Naturaleza y sociedad en el área maya. Pasado, presente y futuro.* (pp. 21-36). Mérida, Yucatán, México: Academia Mexicana de Ciencias, Centro de Investigación Científica de Yucatán.

Brown, S. (1997). *Estimating biomass and biomass change of tropical forests: a primer* (Vol. 134). Urbana, IL, Estados Unidos: Food & Agriculture Organization of the United Nations.

Caballero, F. (2011). *Selección de modelos mediante criterios de información en análisis factorial.* Tesis doctoral no publicada. Universidad de Granada, Granada, España.

Cairns, M., Brown, S., Helmer, E. y Baumgardner, G. (1997). Root biomass allocation in the world's upland forests. *Oecologia*, *111*, 1-11. doi: 10.1007/s004420050.

Cairns, M., Olmsted, I., Granados, J. y Argaez, J. (2003). Composition and aboveground tree biomass of a dry semi-evergreen forest on Mexico's Yucatan Peninsula. *Forest Ecology and Management, 186*, 125-132. doi: 10.1016/S0378-1127(03)00229-9.

Cifuentes, M. (2010). *ABC del cambio climático en Mesoamérica.* Programa Cambio. Turrialba, Costa Rica: Catie.

Chave, J., Condit, R., Aguilar, S., Hernandez; A., Lao, S. y Perez, R. (2004). Error propagation and scaling for tropi-

cal forest biomass estimates. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B. Biological Sciences*, *359*(1443), 409-420. doi: 10.1098/rstb.2003.1425.

Chave, J., Andalo, C., Brown, S., Cairns, M., Chambers, J., Eamus, D. y Yamakura, T. (2005). Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia, 145*(1), 87-99. doi: 10.1007/s00442-005-0100-x.

Chave, J., Réjou-Méchain, M., Búrquez, A., Chidumayo, E., Colgan, M. S., Delitti, W. B., ... y Vieilledent, G. (2014). Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. *Global Change Biology*, *20*(10), 3177-3190. doi: 10.1111/gcb.12629.

Comisión Nacional Forestal. 2013. *Inventario Nacional y de Suelos. Manual y procedimientos para el muestreo de campo*. Zapopan, Jalisco. México: CONAFOR.

Cuenca, M. E., Jadán, O., Cueva, K. y Aguirre, C. (2014). Carbono y ecuaciones alométricas para grupos de especies y bosque de tierras bajas, Amazonía Ecuatoriana. *CEDAMAZ*, *4*(1), 21-31.

Dupuy, J. M., Hernández-Stefanoni, J. L., Hernández-Juárez, R. A., Tetetla-Rangel, E., López-Martínez, J. O., Leyequién-Abarca, E. y May-Pat, F. (2012). Patterns and correlates of tropical dry forest structure and composition in a highly replicated chronosequence in Yucatan, Mexico. *Biotropica*, *44*(2), 151-162. doi: 10.1111/j.1744-7429.2011.00783.x.

Flores Guido, J. S. y Espejel Carvajal, I. (1994). Tipos de vegetación de la Península de Yucatán. *Etnoflora Yucatanense*. Fascículo 3. Universidad Autónoma de Yucatán: Yucatán, México.

Foley, J., Costa, M., Delire, C., Ramankutty, N. y Snyder, P. (2003). Green surprise? How terrestrial ecosystems could affect earth's climate. *Frontiers in Ecology and the Environment, 1*(1), 38-44. doi: 10.1890/1540-9295(2003)001[0038:GSHTEC]2.0.CO;2.

Fonseca, W., Alice, F. y Rey, J. (2009). Modelos para estimar la biomasa de especies nativas en plantaciones y bosques secundarios en la zona Caribe de Costa Rica. *Bosque (Valdivia), 30*(1), 36-47. doi: 10.4067/S0717-92002009000100006.

García, E. (1973). *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana* (2a ed.). México: Universidad Nacional Autónoma de México.

Gayon, J. (2000). History of the concept of allometry 1. *American Zoologist*, *40*(5), 748-758.

Gould, S. J. (1971). Geometric similarity in allometric growth: a contribution to the problem of scaling in the evolution of size. *The American Naturalist*, *105*(942), 113-136.

Grace, J., Mitchard, E. y Gloor, E. (2014). Perturbations in the carbon budget of the tropics. *Global Change Biology*, *20*, 3238–3255. doi: 10.1111/gcb.12600.

Guyot, J. (2011). *Estimation du stock de carbone dans la végétation des zones humides de la Péninsule du Yucatan*. Mémoire de fin d'études. (Tesis de licenciatura no publicada). AgroParis Tech-El Colegio de la Frontera Sur, France.

Harvey, C., Villanueva. C., Esquivel, H., Gómez, R., Ibrahim, M., López, M. y Sinclair, F. (2011). Conservation value of dispersed tree cover threatened by pasture management. *Forest Ecology and Management, 261*, 1664-1674. doi: 10.1016/j.foreco.2010.11.004.

Hernández-Stefanoni, J. L. y Dupuy, J. M. (2008). Effects of landscape patterns on species density and abundance of trees in a tropical subdeciduous forest of the Yucatan Peninsula. *Forest Ecology and Management, 255*, 3797–3805. doi: 10.1016/j.foreco.2008.03.019.

Hernández-Stefanoni, J. L., Dupuy, J. M., Johnson, K. D., Birdsey, R., Tun-Dzul, F., Peduzzi, A. y López-Merlín, D. (2014). Improving species diversity and biomass estimates of tropical dry forests using airborne LiDAR. *Remote Sensing*, *6*(6), 4741-4763. doi: 10.3390/rs6064741.

Houghton, R. A., Byers, B. y Nassikas, A. A. (2015). A role for tropical forests in stabilizing atmospheric CO2. *Nature Climate Change*, *5*(12), 1022-1023. doi: 10.1038/nclimate2869.

Hughes, R. F., Kauffman, J. B. y Jaramillo, V. J. (1999). Biomass carbon and nutrient dynamics of secondary forests in a humid tropical region of México. *Ecology, 80*, 1897-1907. doi: 10.1890/0012-9658(1999)080[1892:BCANDO]2.0.CO;2.

Huxley, J. S. (1924). Constant differential growth-ratios and their significance. *Nature*, *114*(2877), 895-896. doi: 10.1038/114895a0.

Janzen, D. H. y Martin P. S. (1982). Neotropical anachronisms: the fruits the gomphotheres *ate*. *Science, 245*, 19-27.

Jenkins, J. C., Chojnacky, D. C., Heath., L. S. y Birdsey, R. A. (2003) .National-scale biomass estimators for United States trees species. *Forest Science, 49*, 12-35.

Kie, J. G. y White, M. (1985). Population dynamics of white-tailed deer (*Odocoileus virginanus*) on the Welder wildlife refuge. Texas. *Southwestern Naturalist, 30,* 105-118. doi: 10.2307/3670664.

López-Martínez, J. O., Hernández-Stefanoni, J. L., Dupuy J. M. y Meave, J. A. (2013). Partitioning the variation of woody plant b-diversity in a landscape of secondary tropical dry forests across spatial scales. *Journal of Vegetation Science, 24*, 33-45. doi: 10.1111/j.1654-1103.2012.01446.x.

Miles, L., Newton, A. C., DeFries, R. S., Ravilious, C., May, I., Blyth, S., Kapos, V. y Gordon, J. E. (2006). A global overview of the conservation status of tropical dry forests. *Journal of Biogeography*, *33*(3), 491-505. doi:10.1111/j.1365-2699.2005.01424.x.

Mokany, K., Raison, R. J. y Prokushkin, S. A. (2006). Critical analysis of root:shoot ratios in terrestrial biomes. *Global Change Biology, 11,* 1-13.

Montgomery, D. C., Peck, E. A. y Vining, G. G. (2006). *Introducción al análisis de regresión lineal*. México: Continental.

Návar-Cháidez, J., Rodríguez-Flores, F. D. J. y Domínguez-Calleros, P. A. (2013). Ecuaciones alométricas para árboles tropicales: aplicación al inventario forestal de Sinaloa, México. *Agronomía Mesoamericana*, *24*(2), 347-356.

Pan, Y., Birdsey, R. A., Fang, J., Houghton, R., Kauppi, P. E., Kurz, W.A., Phillips, O. L., Shvidenko, A., Lewis, S. L., Canadell, J. G., Ciais, P., Jackson, R. B., Pacala, S. W., McGuire, A. D., Piao, S., Rautiainen, A., Sitch, S., Hayes, D. y Lewis, S. L., (2011). A large and persistent carbon sink in the world's forests. *Science, 333*(6045), 988-993. doi: 1201609/science.1201609.

Picard, N., Saint-André, L. y Henry, M. (2012). *Manual de construcción de ecuaciones alométricas para estimar el volumen y la biomasa de los árboles: del trabajo de campo a la predicción*. Roma, Italia. Montpellier, Francia: Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, Centre de Coopération Internationale en Recherche Agronomique pour le Développement.

Poorter, L., Bongers, F., Aide, T. M., Zambrano, A. M. A., Balvanera, P., Becknell, J. M., ... y Rozendaal, D. M. A. (2016). Biomass resilience of Neotropical secondary forests. *Nature*, 530 (7589), 211-214. doi: 10.1038/nature16512.

R Core Team. (2016). R: *A language and environment for statistical computing*. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. Recuperado de https://www.R-project.org/.

RStudio Team. (2015). *RStudio: Integrated Development for R*. Boston, MA: RStudio, Inc. Recuperado de http://www.rstudio.com/.

Rozendaal, D. M., Chazdon, R. L., Arreola-Villa, F., Balvanera, P., Bentos, T. V., Dupuy, J. M., ... y Bongers F. (2016). Demographic drivers of aboveground biomass dynamics during secondary succession in Neotropical dry and wet forests. *Ecosystems*, 1-14. doi: 10.1007/s10021-016-0029-4.

Schlegel, B. (2001). *Estimación de la biomasa y carbono en bosques del tipo forestal siempre verde*. Documento presentado en el Simposio Internacional de Medición y Monitoreo de la Captura de Carbono en Ecosistemas Forestales. Valdivia, Chile.

Segura, M. y Andrade, H. J. (2008). Cómo construir modelos alométricos de volumen, biomasa o carbono de especies leñosas perennes? *Agroforestería en las Américas (CATIE), 46*, 89-96. Recuperado de http://hdl.handle.net/11554/6935.

Ter-Mikaelian, M. T. y Korzukhin, M. D. (1997). Biomass equations for sixty-five North American tree species. *Forest Ecology and Management, 97*, 1-24. doi: 10.1016/S0378-1127(97)00019-4.

Urquiza-Haas, T., Dolman, P. M. y Peres, C. A. (2007). Regional scale variation in forest structure and biomass in the Yucatan Peninsula. Mexico: Effects of forest disturbance. *Forest Ecology and Management, 247*(1), 80-90. doi: 10.1016/j.foreco.2007.04.015.

Van Breugel, M., Ransijn, J., Craven, D., Bongers, F. y Hall, J. S. (2011). Estimating carbon stock in secondary forests: Decisions and uncertainties associated with allometric biomass models. *Forest Ecology and Management*, *262*(8), 1648-1657. doi: 10.1016/j.foreco.2011.07.018.

Weiner, J. (2004). Allocation, plasticity and allometry in plants. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, *6*(4), 207-215. doi: 10.1078/1433-8319-00083.

Zianis, D. y Mencuccini, M. (2004). On simplifying allometric analyses of forest biomass. *Forest Ecology and Management, 187*, 311-332. doi: 10.1016/j.foreco.2003.07.007.

Manuscrito recibido el 18 de noviembre de 2016.
Aceptado el 24 de abril de 2017.

Este documento se debe citar como:
Ramírez R., G. , Dupuy R., J. M., Ramírez y A., L. y Solorio S., F. J. (2017). Evaluación de ecuaciones alométricas de biomasa epigea en una selva mediana subcaducifolia de Yucatán. *Madera y Bosques, 23*(2), 163-179. doi: 10.21829/myb.2017.2321452

Apéndices

Apéndice 1. Listado de especies de árboles muestreados para el método destructivo

Nombre científico	Nombre común	Familia	No. de individuos	Diámetro (cm)
Bunchosias swartziana Griseb	Sipche'	Malpighiaceae	1	2.9
Bursera simaruba (L) Sarg	Chakaj	Burseraceae	5	3.3-38.5
Caesalpinia gaumeri (Britton & Rose) Greem	Kitinche'	Fabaceae	2	6.58; 9.04
Coccoloba diversifolia Jacq	Boobch'iich'	Polygonaceae	2	5.5; 6.3
Coccoloba spicata Lundell	Boob	Polygonaceae	2	4.1; 6.0
Cochlospermun vitifolium (Willd) Spreng	Chu' um	Bixaceae	2	10.4; 20.0
Exostema caribaeum (Jacq.) Roem&Schult.	Sabakche'	Rubiaceae	1	6.7
Gymnopodium floribundum Rolfe	Ts'its' ilche'	Polygonaceae	2	4.0; 6.3
Lonchocarpus rugosus (L.)Benth	K' anasin	Fabaceae	1	6.6
Lonchocarpus xuul Lundell	Xuul	Fabaceae	7	3.3-11.3
Lysiloma latisiliquum (L.) Benth	Tsalam	Fabaceae	4	19.9-39.2
Mimosa bahamensis (L.) Benth	Sakkatsim	Fabaceae	1	4.4
Piscidia piscipula (L) Sarg	Jabin	Fabaceae	6	4.7-41.5
Platymiscium yucatanum Standl	Granadillo	Fabaceae	2	27.6; 28.5
Psidium sartorianum (O. Berg) Nied	Pichi'che'	Myrtaceae	2	2.5; 6.5
Talisia olivaeformis (Kunth) Radlk	Waya	Sanpindaceae	2	5.4; 6.5
Thouinia paucidentata (Kunth) Radlk	K'anchunuup	Sanpindaceae	3	6.0-7.5
Vitexgaumeri Greem	Ya'axnik	Lamiaceae	2	17.3; 41.2

Apéndice 2. Ecuaciones para calcular el Criterio de Información de Akaike, delta Akaike y peso Akaike (i):

2.1 Criterio de Información de Akaike (AIC) $AIC = 2k - 2\ln(L)$,

Donde:

k es el número de parámetros

L es la función de verosimilitud

2.2 Delta de Akaike (Δ) $\Delta i = AICi - \min(AIC)$

2.3 Peso de Akaike (i): $\omega_i = \frac{\exp\{-\frac{1}{2}\Delta_i\}}{\sum_{k=1}^{K}\{-\frac{1}{2}\Delta_k\}}$

Apéndice 3. Ecuación para calcular el coeficiente de concordancia (AC) e interpretación de los valores del mismo

3.1 Ecuación para calcular el coeficiente de concordancia (AC):

$$AC = 1 - \frac{SSD}{SPOD}$$

Donde:

$$SSD = \sum_{i=1}^{n}(X_i - Y_i)^2$$

Donde: X_i *son los valores observados y* Y_i *son los valores esperados*

$$SOPD = \sum_{i=1}^{n}|\bar{X}_i - \bar{Y}|\,|X_i - \bar{X}|(|\bar{X} - \bar{Y}|\,|Y_i - \bar{Y}|)$$

Donde: *es elvalor medio observado y* $\bar{Y}$ *es el valor medio esperado*

3.2. Tabla de valores del coeficiente de concordancia (AC) y su interpretación.

Rangos de valores de AC	*Fuerza de concordancia*
≤0.20	Pobre
0.21-0.40	Débil
0.41-0.60	Moderada
0.61-0.80	Buena
0.81-1.00	Muy buena

doi:10.21829/myb.2017.2321224

Madera y **Bosques** vol. **23**, núm. **2: 181-191** Verano **2017**

Surface quality of the *Ficus* sp. wood veneers submitted to finishing treatments

Calidad de la superficie de chapas de madera de *Ficus* sp. sometidas a tratamientos de acabado

Karolina do Nascimento Pereira[1*], Joaquim Carlos Gonçalez[1], Joabel Raabe[1] and Alexandre Florian da Costa[1]

1 Universidade de Brasília. Departamento de Engenharia Florestal. Brasilia, Distrito Federal, Brasil.

*Corresponding author. karolnp15@gmail.com

Abstract

The objective of this investigation was to evaluate the roughness, wettability and the surface color of *Ficus* sp. genus before and after the process of manual sanding and application of a finishing product (stain). The roughness and color were determined before and after the sanding process and after applying the stain using Surftest SJ 400 Mitutoyo and ColorEye XTH spectrophotometer. The wettability was evaluated by measuring the contact angle between the water drop and the surface of the veneers, using a goniometer Krüss DSA30. The roughness of the veneers, subjected to 180, 240, and 320 sandpaper, decreased after the sanding process and remarkably after stain application. The contact angle was over 90° for all treated samples. Regarding the colorimetry, there was a decrease in L* average values after sanding. After applying the stain, there was a change in color of the wood, from grayish-white to yellow-olive.

Keywords: contact angle, CIELab, colorimetry, wettability, wood, roughness.

Resumen

El objetivo de este trabajo fue evaluar la rugosidad, humectabilidad y el color de la superficie chapas de madera del género *Ficus* sp. antes y después del proceso de lijado manual y la aplicación de un producto de acabado. La rugosidad y la colorimetría se determinaron antes y después del proceso de lijado y después de aplicar el acabado, usando un espectrofotómetro Surftest SJ 400 Mitutoyo y ColorEye XTH. La humectabilidad se evaluó midiendo el ángulo de contacto entre la gota de agua y la superficie de las chapas, utilizando un goniómetro Krüss DSA30. La rugosidad de las chapas disminuyó después del proceso de lijado y más expresamente después de la aplicación del acabado; el lijado se realizó con papel de lija granos 180, 240, y 320. El ángulo de contacto fue de más de 90° para todos los tratamientos con el producto. En cuanto a la colorimetría, hubo una disminución en los valores medios de L* después de lijado y, después de aplicar el acabado, hubo un cambio en el color de la madera, de color blanco grisáceo a amarillo-oliva.

Palabras clave: ángulo de contacto, CIELAb, colorimetría, humectabilidad, madera, rugosidad.

Introduction

The *Ficus* genus, from the Moraceae family, has around 750 species distributed mostly on the tropical and subtropical areas of the world, among which Brazil hosts64 (Berg and Vilaviccencio, 2004). The species of this genus occur in the entire Brazilian territory and their heart wood and sapwood are differenced by the color. The heart wood is whitish, with grayish tones, with an imperceptible smell and taste, mean basic density, straight or irregular grain, coarse texture, being most used for veneers with decorative purposes (Instituto de Pesquisas Tecnológicas do estado de São Paulo, 2015).

Overall, the woody species destined to the production of decorative veneers are obtained from tropical areas, since they usually provide technological properties

and appearance favorable to be used as decorative coating. However, to assure the success of application of these veneers, their surface quality is extremely relevant.

The surface quality of the woods can be influenced both by their inherent properties (anatomical, chemical and physical ones), and the processing and machining conditions. According to Kilic, Hiziroglu and Burdurlu *et al.* (2006), the quality of the wood surface is one of the most important parameters influencing further manufacturing processes such as finishing or strength of adhesive joint. Lucas Filho (2004) claims that the surface structure is considered an important quality parameter concerning aesthetical aspect.

The evaluation of the parameters that can determine objectively the surface quality of the woods are extremely important and deserve to be studied in order to obtain the adjustment of the processing variables and choosing the adequate woods to avoid waste and contribute directly to the quality of the final product.

Among those parameters, the roughness, wettability and the colorimetry are described by the literature as the characteristics of the wood that provide objective results and enable diagnosing the surface quality in a concise and direct way.

By definition, according to NBR ISO 4287, the roughness consists of the set of micro-geometric deviations characterized by the small peaks and valleys existent in a surface (Associação Brasileira de Normas Técnicas, 2002). Such irregularities can be determined by measuring the height, width and shape of the peaks and valleys that result from their anatomical characteristics or that are produced during the wood machining (Teles, 2014). Ra is quantitative measurable parameter widely applied to analyze roughness profile and qualify woods. It consists on the arithmetic mean of the absolute values from the profile deviations, part of a series of determinations used to evaluate and classify the wood regarding its quality, mostly when designed for finepurposes such as furniture manufacturing.

As in other engineering fields, the interest on researches regarding the superficial roughness increased on the wood processing industry due its direct effect over the product quality (Jakub and Martino, 2005). The capacity to measure and control the surface roughness, which varies in a large scale as a result of the methodological differences on the wood processing, using tools or machines, is very important for several applications (Yildiz, 2002).

In addition to the roughness, the wettability is another parameter that contributes to determine the surface quality. According to Gray (1992), the wettability consists on the ease and effectiveness in which a liquid can spread over a solid surface. Similarly, Berg (1993) defined the phenomenon as macroscopic manifestations of molecular interactions between liquids and solids in contact by an interface. Myers (1990) reports that the measurement consists on determining the angle between the tangent plan at the liquid surface and the tangent plan at the solid surface.

Such macroscopic manifestation between intermolecular forces that act through a solid-liquid interface, needs a better understanding when it comes to wood surfaces, where several liquids or materials can be deposed, as finishing, preservation or even on the gluing process. The wettability evaluation of the wood by determination of the contact angle is difficult, since the wood surface shows a certain roughness, inherent to its anatomic structure. Besides, its chemical composition and porous, heterogeneous and anisotropic surface attribute hygroscopic characteristic to the wood (Scheikl and Wålinder, 2001). However, although there is a difficulty due the aspects mentioned, determining the contact angle is one of the most used methods to evaluate the wettability of the wood surface (Carvalho, 1990; Coelho, 2005), which directly helps to determine the quality.

Another technique to determine the wood quality is the colorimetry, which consists on the quantitative and qualitative measurement of the colors, allowing to objectively register a color and translating it as a numeric data (Lavisci, Janin and Uzielli *et al.*, 1989). One of the most used systems for color measurement is the CIEL*a*b*1976, method that defines the color sensation and is based on

three elements: clarity or luminosity; tonality or matrix; and the saturation or chromaticity (Teles and Costa, 2014; Camargos, 1999; Camargos and Gonçalez, 2001).

Objectives

The objective of this study was to evaluate the roughness, the wettability and color of the surface of wood veneers from the *Ficus* sp. genus, before and after the manual sanding and application of a finishing product.

Material and methods

Preparation of the Specimens and Finishing Process

The trials were performed in the Wood Technology Laboratory of the Department of Forestry from the University of Brasilia. Veneers of *Ficus* sp. were acquired in Brasilia's wood market, Federal District, Brazil, whose measurements were 60 cm × 200 cm × 0.055 cm (width, length and thickness, respectively). From such veneers, 24 specimens, measuring 15 cm × 30 cm × 0.055 cm approximately, were prepared and analyzed (Fig. 1) and divided into 8 treatments (Table 1). Afterwards, they were allocated purposely in an open environment without control of temperature and moisture, aiming to simulate the same storage conditions provided by the local furniture industries.

The samples were submitted to sanding and finishing using the stain Osmocolor semi-transparent product (0.25% of 3-Iodo, 2-Propynyl-butyl-carbamate [IPBC] and 99.75% of inert (resins, vegetable oils, inorganic pigments, mineral fillers, aliphatic and aromatic solvents derived from petroleum) from the Montana chemistry S.A.). The sanding was performed manually, using the 180, 240 and 320 sandpaper, largely used for finishing in the furniture industry. The treatments were carried out only on the less rough side of the veneers. The sanding was composed of 10 cycles for each sample, considering that each cycle corresponded to the back and forth movement of the sandpaper, performed by the same person in all treatments. Three layers of stain were applied in the sanded surfaces using a brush with synthetic bristles, as specified by the manufacturer, between each layer, only three sanding cycles were performed (back and forth) to avoid wearing the wood veneer and removing the product.

After each treatment, the roughness, wettability and colorimetry of the samples were evaluated.

Roughness

The veneers roughness was determined before and after each treatment, using the Surftest SJ – 400 – Mitutoyo equipment in accordance to the JIS B 0601 (Japanese Industrial Standards, 2001) standard, with a 0.8 mm course and 8 mm evaluation course. The equipment, allo-

Table 1. Treatments used to evaluate the surface quality of the wood veneer of *Ficus* sp.

Abbreviation	*Treatments*
CW	Control (without sanding or product application)
WSd-S	Sample without sanded + product application (stain)
Sd180	Sample sanded with a 180 grain
Sd180-S	Sample sanded with a 180 grain + product application (stain)
Sd240	Sample sanded with a 240 grain
Sd240-S	Sample sanded with a 240 grain + product application (stain)
Sd320	Sample sanded with a 320 grain
Sd320-S	Sample sanded with a 320 grain + product application (stain)

cated in a plane surface, measured the roughness perpendicularly to the fibers in order to obtain Ra parameter (arithmetic mean of the line profile deviations). The measuring was performed in five different positions (Fig. 1, arrows) about on the surface of each specimen. To assure that the measuring was performed in the same points, a paper template was confectioned and allocated over the table in front of the aforementioned equipment.

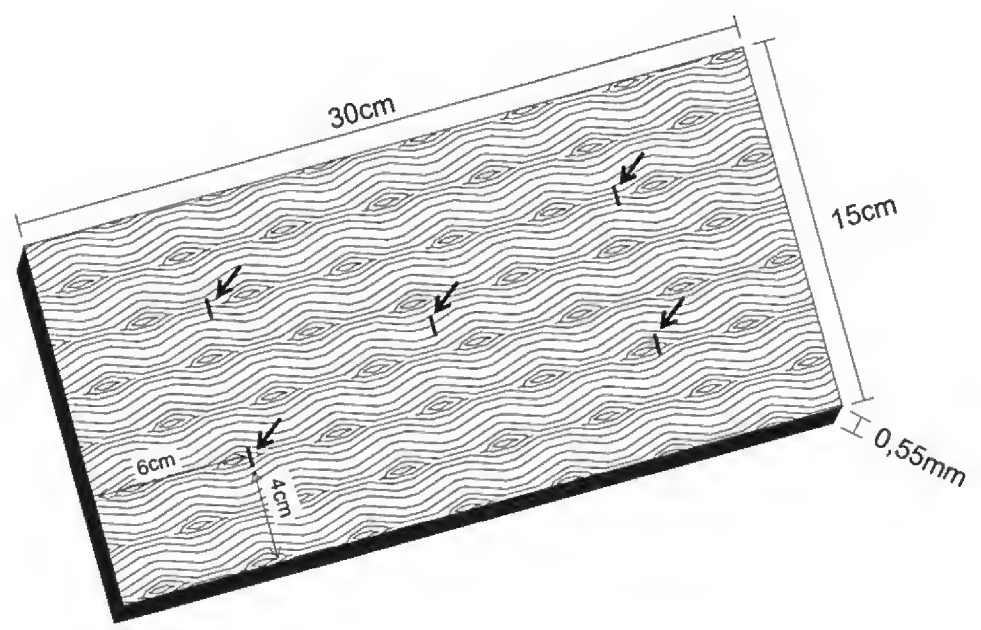


FIGURE 1. Illustrated scheme of the specimens of the *Ficus* sp. veneers. The arrows indicate the data collecting points.

Wettability

The wettability of the veneers surface was evaluated by measuring the contact angle of the sessile drop, using a Krüss DSA30goniometer and aDSA30 software. Such measurements were performed in the same points from the roughness trial. It is highlighted the possibility to perform the wettability trial after applying the product. Due the lower thickness of the veneer, it was not possible to measure the contact angle correctly without applying the stain.

The liquid used to measure the angle was distilled water. The volume of the drop deposed over each proof body was 13 µL and the measurements of the liquid angle regarding the wood surface were performed every second, for 60 seconds. The final contact angle was determined from the arithmetic mean of the contact angles, measured in 30s and 60s breaks, according to the methodology described by Melo, Del Menezzi, Souza and Stargerlin (2013).

Colorimetry

Color analyses was carried out using a Spectrophotometer Color Eye XTH from the XRite with a D65 illuminant and a 10° angle, linked to a computer. After the sanding and stain application, the measurements were performed using 15 random points, distributed through the veneer surface to evaluate the colorimetric parameters (L*, a*, b*, C and h*), defined by the Commision Internationale L'Eclairage - CIE in 1976, in accordance to the methodology proposed by Gonçalez (1993). To verify the changes on the color of the wood before and after the treatments (ΔE), the equation 1 was used:

$$\Delta E = \sqrt{\Delta L^2 + \Delta a^2 + \Delta b^2} \quad (1)$$

Where ΔE is the variation in color between the treatment and the control; ΔL is the luminosity variation; Δa is the a* parameter variation (colorimetric parameter for the red-green axis); and Δb is the b* parameter variation (colorimetric parameter for the yellow-blue axis).

To classify the total variation of the color (ΔE), the perception levels proposed by Hikita, Toyoda and Azuma (2001), as shown in Table 2.

Statistical analysis of the data

TABLE 2. Ratings for the total variation of the color (ΔE) of the wood.

Color Variation (ΔE)*	*Rating*
0.0 – 0.5	Negligible
0.5 – 1.5	Slightly perceivable
1.5 – 3.0	Notable
3.0 – 6.0	Appreciable
6.0 – 12.0	Very appreciable

Source: Hikita *et al.* (2001).

The research was executed applying a randomized experimental design (RED), with 6 repetitions per treatment, considering that for each repetitions five reading points were used to analyze the R_a parameter for roughness and wettability (contact angle) and 15 random points, well-distributed through the surface to evaluate the colorimetric parameters.

To evaluate the effects of the treatments over the surface quality of *Ficus* sp. veneers, the data obtained was submitted to the analysis of variance by the ASSISTAT software, 7.7-betaversion. For significant values of F, the Duncan test was applied at 5% of probability, to determine the differences between the treatments.

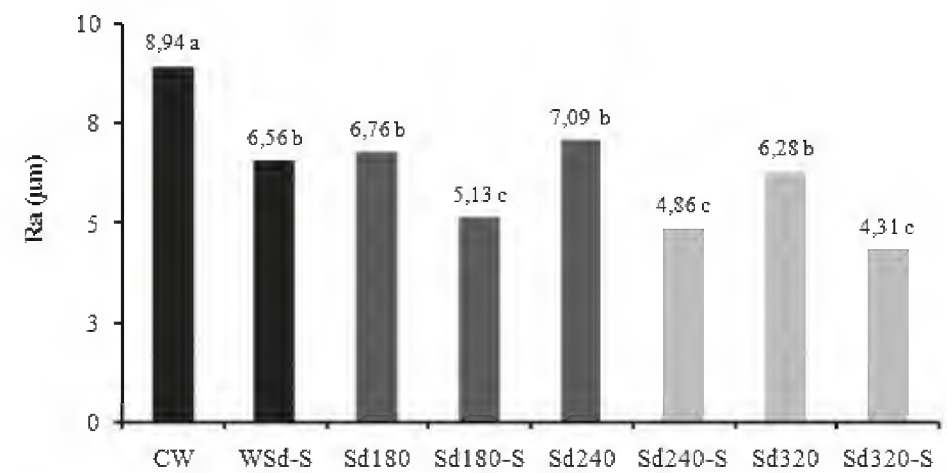


FIGURE 3. Roughness of the *Ficus* sp. veneer surface submitted to different finishing treatments. Averages followed by the same letter do not statistically differ by the Duncan Test at 5% significance.

RESULTS AND DISCUSSION

Roughness

The roughness profile for the *Ficus* sp. veneer without treatment (Fig. 2) exhibited valleys with –55 µm depth and peaks reaching 35 µm of height. The variation of width and height between the peaks and valleys demonstrates an accentuated roughness on the wood veneer surface.

The average values for roughness (Ra) of the *Ficus* sp. veneers, before and after the sanding process and after applying the stain are presented in figure 3.

The mean value for roughness of the *Ficus* sp. wood veneer (Ra) without treatment was 8,94 µm. Such roughness is lower than in other species such as *Schizolobium amazonicum* Huber ex. Ducke (Melo *et al*., 2013), *Simarouba amara*, *Couratari* sp. and Dipteryx *odorata* (Teles, 2014). Such results suggest that the roughness is a variable characteristic among the species, because it is influenced, among other factors, by the anatomical composition, wood density and by machining processes and parameters, as seen in other works (Lopes, Nolasco, Tomazello Filho and Dias, 2014).

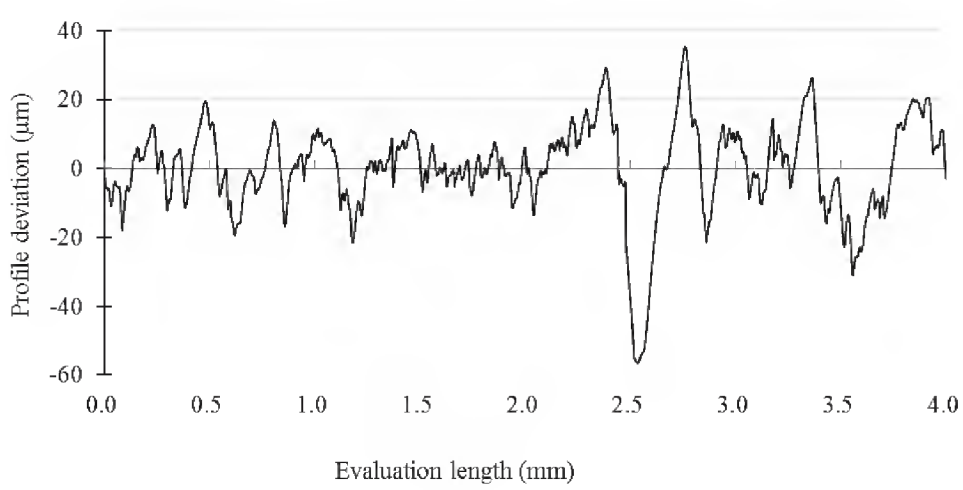


FIGURE 2. Roughness profile of the Ficus sp. wood without treatment (CW: Control without sanding and without product).

By submitting the veneers to the sanding process, it was observed a decrease in the roughness value for the three sandpapers used. However, statistically speaking, significant differences were not observed. Although, the result is contrary to the results found by Burdurlu, Usta, Ulupinar, Aksu and Erarslan (2005) and Kilic *et al.* (2006), in which the increasing the number of the sandpaper grain influences the obtaining of softer or rougher surfaces, more detailed studies in the matter must be performed, since there are several sanding processes, which affect the roughness directly. This research used thin wood veneers, which might have caused the lack of significant effects. It was detected a decrease in the roughness due the sanding process, despite the lack of differences among the results, it demonstrates the importance of the sanding during the intermediary treatment of the wood, for example during the treatment of the veneers to

be used on the panel industry. According to Piao, Winandy and Shupe (2010), a lower roughness enables an intimate contact between the pieces, providing a better adherence between the veneers, which increases the resistance of the glue line.

After applying the stain, it was observed an accentuate decrease on the roughness of the sanded veneers (Sd180-S, Sd240-S and Sd320-S), differing statistically from the roughness of the sanded sampled that did not receive the finishing product (Sd180, Sd240 and Sd320). Although significant differences were not observed between the Ra values in the set with finishing products, it was perceived a small trend, in which the increase of the sandpaper grain decreased the roughness, after applying the stain. By comparing the same set with the control (CW), the decrease of the roughness after applying the finishing product was 43% for the samples sanded with the 180 sandpaper, 46% for the 240 sandpaper and 52% for the 320 sandpaper. The veneers in which the product was applied (WSd-S) presented a decreasing of 27% when compared to the control. This result demonstrates that applying the finishing product after the sanding process improves the surface quality significantly.

The roughness profile of the sanded veneers (Figure 4a) and, after applying the stain (Figure 4b), presented a significant reduction on the peaks and valleys when compared to the control (Figure 2). On the samples sanded and with the stain, the level of uniformity was more accentuated, presenting a maximum peak of 14µm and valley of 11µm, except in a specific point, that presented a 40µm valley. This result highlights that the surfaces are not rough, and consequently, have a better quality.

Wettability

Figure 5 presents the average values of the contact angle between the sessile water drop and the *Ficus* sp. wood veneer, after applying the finishing product. It is highlighted that it was not possible to measure the contact angle between the sessile drop and the veneer surfaces before and after the sanding process due the elevated absorption rate of the veneers associated to the low thickness.

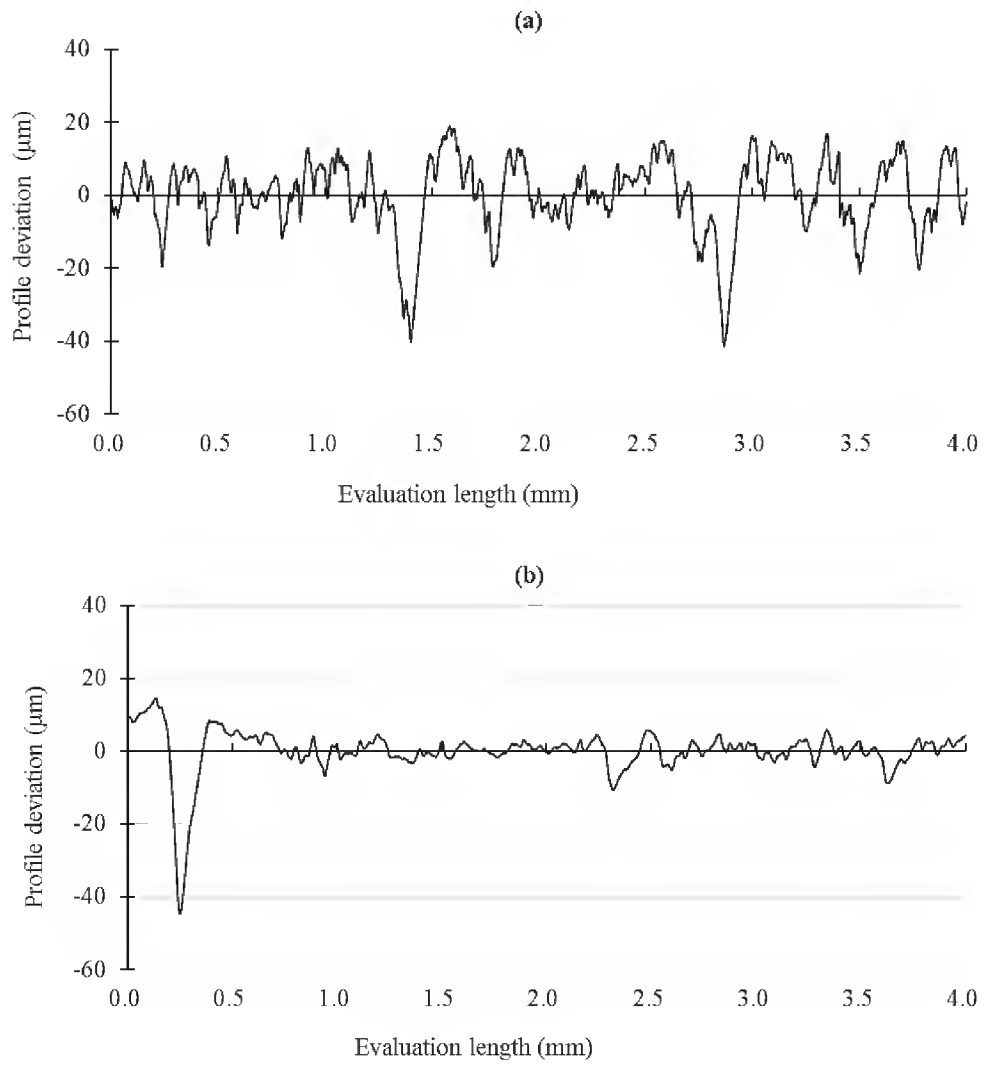


FIGURE 4. Roughness profile of the *Ficus* sp.veneer: (a) after the sanding process (Sd320) and (b) after applying the stain (Sd320-S).

After applying the finishing product, all veneers presented a contact angle over 90°. The average value of the veneers without sanding, with stain application (WSd-S), was statistically lower, which did not present a significant difference (Fig. 5). Therefore, to decrease the wettability of the wood, it is possible to use any of the analyzed sandpapers; the 180-sandpaper is specially recommended, due its availableness and lower price, when compared to others.

Yuan and Lee (2013) affirm that contacts under 90° correspond to elevated wettability, while the contact angles over 90° correspond to low wettability. Therefore, it is possible to affirm that the stain treatment was efficient to decrease the wettability of the veneers for all the sandpapers tested.

By comparing the wettability and roughness tests, it was possible to observe that the veneers from the Sd320-S treatment presented the lower roughness and higher contact angle (95.45°), the WSd-S samples presented values of

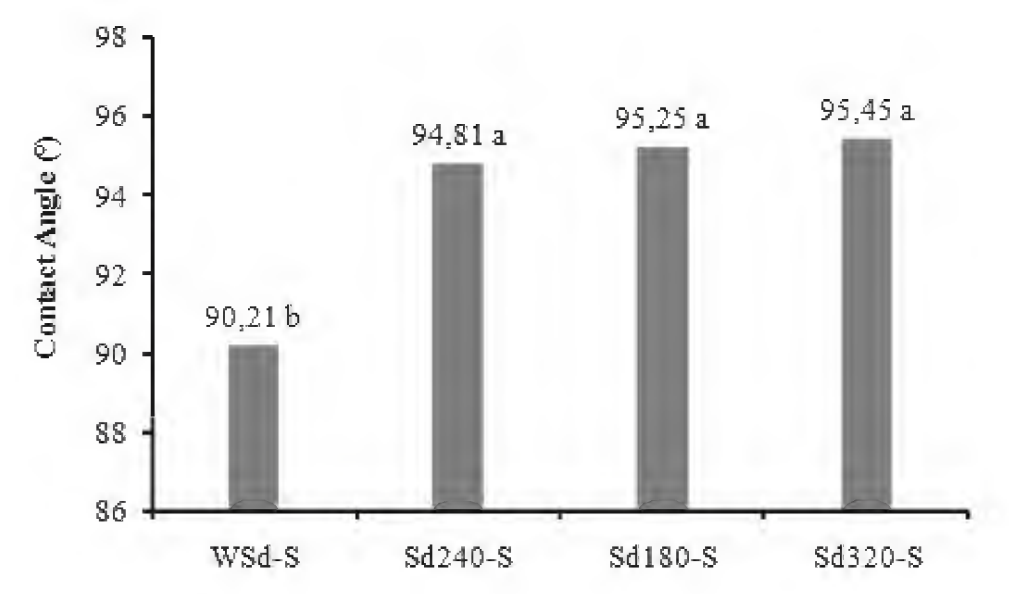


FIGURE 5. Average values of the contact angles of the *Ficus* sp. veneers after applying the stain. Averages followed by the same letter, do not differ statistically, by the Duncan Test, at 5% of significance.

6.56 µm and 90.21°, respectively. This research is in accordance to the statements made by Piao *et al.* (2010), because the higher the roughness, the higher the hydrophilicity of the surface, hence the lower the contact angle.

Colorimetry

Table 3 presents the average values of the colorimetric parameters (L*, a*, b*, C and h*) obtained for the *Ficus* sp.wood before and after the sanding process and stain application.

Based on the classification proposed by Camargos and Gonçalez (2001), the *Ficu* ssp. wood veneer in its natural state (control) has a white-greyish coloration, characterized, specially, in the b* coordinate. After applying the product, the samples became yellow-olive due the decrease of the clarity values (L*), increasing the a* coordinate (responsible for the red color), moreover, due the substantial increasing on the values of the b* coordinate (responsible for the yellow color).

TABLE 3. Average values and pattern-deviation of the colorimetric parameters of the *Ficus* sp. veneers in all treatments studied.

Treatments	*Statistics*	*Colorimetric Parameters*				
		L*	a*	b*	C	h*
CW	Average	81.73a	2.88c	26.85c	27.01c	83.87a
	Pattern Deviation	2.61	0.37	1.05	1.05	0,76
Sd180	Average	81.21ab	2.57c	24.35d	24.49d	83.98a
	Pattern Deviation	1.89	0.27	1.04	1.05	0.61
Sd240	Average	79.15bc	2.66c	24.00d	24.15d	83.67a
	Pattern Deviation	4.32	0.36	1.25	1.25	0.85
Sd320	Average	77.45c	2.60c	23.76d	23.90d	83.76a
	Pattern Deviation	4.14	0.29	1.24	1.25	0,62
WSd-S	Average	59.20e	15.41a	47.62b	50.06b	72.04c
	Pattern Deviation	7.09	1.83	4.89	5.07	1.42
Sd180-S	Average[1]	62.87d	14.81b	48.54ab	50.76ab	73.01b
	Pattern Deviation	6.07	1.63	4.77	4.92	1.26
Sd240-S	Average[1]	62.95d	14.93b	48.53ab	50.78ab	72.88b
	Pattern Deviation	5.34	1.44	4.25	4.37	1.19
Sd320-S	Average[1]	65.02d	14.79b	49.67a	51.83[a]	73.42b
	Pattern Deviation	5.34	1.61	4.33	4.50	1.17

[1]The values marked with the same letter, on the same column, inside each colorimetric parameter, for each treatment, do not differ at 5% of significance by the Duncan test.

By analyzing separately the samples set formed by the treatments without the product (Sd180, Sd240 and Sd320), in the sanded samples, it was observed that the averages of the b* coordinate presented lower values when compared to the control. This fact is proved by the Duncan test, where such coordinate presented values that are statistically different. This decrease, which is also followed by the luminosity (L*), can be due the friction of the sandpaper with the wood, generating powdered waste and the possible "burning" of the wood. On the same set, values for a* and b*, it was verified the lack of statistical differences between the sandpapers. Therefore, the different sandpaper grains do not affect the red and yellow coloration existing in the wood. However, since there is a decreasing on the clarity values averages among the sandpapers, it is suggested using the 180-sandpaper, in case it is desirable for the wood not to significantly lose the clarity.

By analyzing the sample set with the product (WSd-S, Sd180-S, Sd240-S and Sd320-S), it was observed a considerable increasing on the values of the coordinates a* (red) and b* (yellow) when compared to the control, which is corroborated by the significant difference given by the Duncan statistical test. The most accentuated increasing for b* might indicate that the product contains great amount of yellowish pigments or there was an interaction with the wood to form such pigment. The yellow-olive color of these samples is explained by this fact.

Observing the L*values inside the same set (sanded only), it was verified the lack of significant differences among the samples. As for the set with the product, it was observed a difference among the samples that only received the product (WSd-S) and the sanded ones (Sd180-S, Sd240-S and Sd320-S). Since the L* value of the last three samples when compared to the first (WSd-S), and since there is not a significant difference between them, it is possible to infer that the 180-sandpaper is enough to keep the clarity of the samples after applying the product. Similarly, these results can be observed for the parameter a* (red). The results found in this research are similar to the ones found by Gonçalez, Félix, Gouveia, Camargos and Ribeiro (2010), where the author, analyzed the effect of the ultraviolet radiation on the *Cordia goeldiana* Huber wood color, after receiving finishing products. The author observed a significant alteration on the natural color of the wood after applying the products, darkening the samples due the decreasing the luminosity parameters and increasing the a* and b* pigments.

Figure 6 corroborates with the values described on Table 3, showing the reflectance curves of the control and the treatments before and after the sanding process and after applying the stain. All the treatments modified the original spectral curves, since the samples were treated with the sandpaper and finishing product presented a reflectance percentage considerably lower than the other treatments. The 180-sandpaper (Sd180) presented a reflectance curve similar to the control (CW), as confirmed on table 3.

Table 4 presents the variations on the colorimetric parameters caused by the seven treatments. Such variations corroborate to the values presented on table 3; therefore, it is possible to state that by observing the negative ΔL value, the WSd-S treatment darkened the samples the most.

The total color variation (ΔE) is higher for veneers treated only with the finishing product (WSd-S) and treated with the sandpaper plus the finishing product (Sd180-S, Sd240-S and Sd320-S). Such alterations on the color

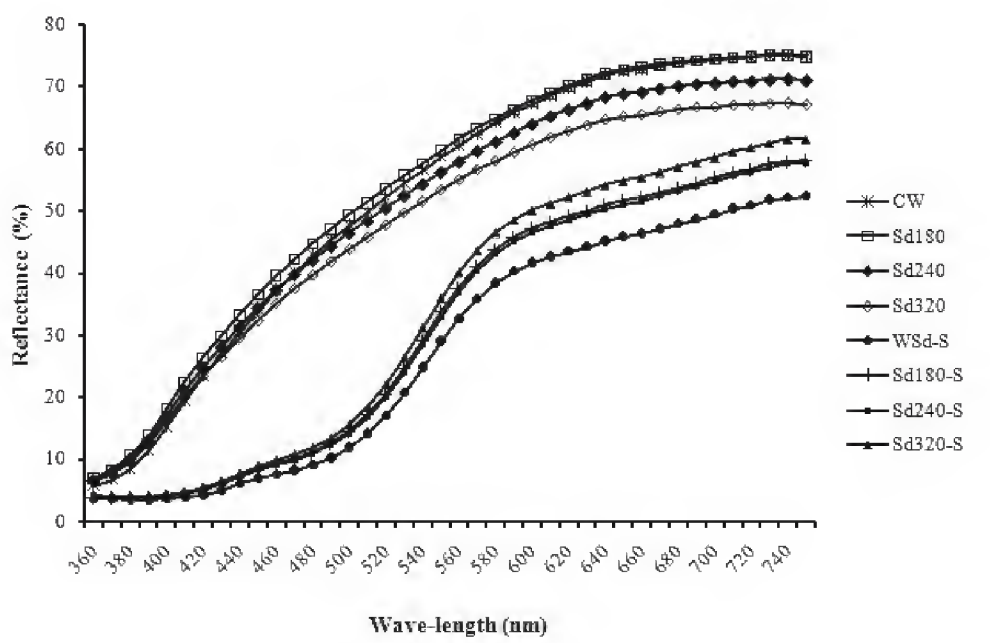


FIGURE 6. Color reflectance in function of the wavelength of the *Ficus* sp. wood submitted to the treatments.

Table 4. Variations on the color parameters of the *Ficus* sp. wood veneers, submitted to different treatments.

Treatments	*ΔL**	*Δa**	*Δb**	*ΔE*	*Classification*
Sd180	-0.52	-0.31	-2.5	2.57	Noticeable
Sd240	-2.58	-0.22	-2.85	3.86	Appreciable
Sd320	-4.29	-0.29	-3.09	5.3	Appreciable
WSd-S	-22.54	12.53	20.76	33.11	Very appreciable
Sd180-S	-18.87	11.93	21.68	31.12	Very appreciable
Sd240-S	-18.79	12.05	21.68	31.11	Very appreciable
Sd320-S	-16.71	11.9	22.81	30.68	Very appreciable

were classified as "very appreciable", in accordance to the perception table proposed by Hikita *et al.* (2001).

The variation of the color of different wood species can not only be explained due to the variation of the chemical composition, but also due to aspects characteristic of their surfaces, such as roughness (Haupmann *et al.*, 2013). According to De la Rei (1987), brightness, as well as color saturation, is influenced by roughness. Therefore, it is possible to observe in this work, that there was a tendency to decrease the L * parameter (loss of luminosity) after application of the treatments (Table 3) that collaborates with the tendency of decrease of the roughness for these same treatments (Figure 3), suggesting a direct relation between the color and the roughness of the *Ficus* sp. wood veneer. However, more in-depth studies surrounding this type of correlation deserve to be realized.

Conclusions

This research using *Ficus* sp. wood veneers allows concluding that:

- The veneers roughness decreased significantly after the sanding process, and, more remarkably, after applying the finishing product (stain).
- The contact angle between the sessile water drop and the veneers surface was over 90° for all treatments that received the finishing product, decreasing the hydrophilicity of the veneers under that condition.
- The veneers color in its natural state was classified as white-greyish and after applying the product, the color was modified into yellow-olive. It was due the significant increasing on the parameters a* (red) and b* (yellow), and accentuated decreasing of the L* variable (luminosity).
- The sanding process and application of the finishing product (stain) were capable to modify significantly the characteristics of the roughness, wettability and color of the *Ficus* sp. veneers, increasing its surface quality.

References

Associação Brasileira de Normas Técnicas (2002). *ABNT-NBR ISO 4287 Especificações geométricas do produto (GPS) - Rugosidade: Método do perfil - Termos, definições e parâmetros da rugosidade*. Rio de Janeiro, Brazil: ABNT.

Berg, J. C. (1993). Role of acid-base interactions in wetting and related phenomena. In J. C. Berg (Org.). *Wettability* (pp. 75-148). New York: Marcel Dekker.

Berg, C. C. and Vilaviccencio, X. (2004). Taxonomic studies on *Ficus* (Moraceae) in the West Indies, extra-Amazonian Brazil and Bolivia. *Ilicifolia*, *5*, 1-177.

Burdurlu, E., Usta, I., Ulupinar, M., Aksu, B. and Erarslan, Ç. (2005). The effect of the number of blades and grain size of abrasives in planning and sanding on the surface roughness of European black pine and Lombardy poplar. *Turkish Journal of Agriculture & Forestry*, *29*, 315-321.

Camargos, J. A. A. (1999). *Colorimetria aplicada na elaboração de uma tabela de cores para madeiras tropicais*. Unpublished master thesis, University of Brasilia, Brasília, Brazil.

Camargos, J. A. A. and Gonçalez, J. C. (2001). A colorimetria aplicada como instrumento na elaboração de uma tabela de cores de madeira. *Brasil Florestal, 71*(4), 30 - 41.

Carvalho, L. (1990). *Caracterisation physico-chimique de La surface Du Chêne donculé*. Diplomado en estudios avanzados, Universidad de Nancy, Nancy Francia.

Coelho, C. (2005). Influence de l'Usina gedubois sur les caractéristiques objectives et sur la perception subjective de l'Aspect d'une finition. Unpublished doctoral dissertation, University of Porto, Porto, Portugal.

De la Rie, R. E. (1987). The influence of varnishes on the appearance of paintings. *Studies in Conservation*, *32*(1), 1-13. doi: 10.2307/1506186

Gonçalez, J. C. (1993). *Caracterization technologique de quatre espèces connues de laforêt amazonienne: anatomie, chimie, couleur, propriétés physiques mécaniques*. Unpublished doctoral dissertation, Ministère de l'Agriculture et de La Pêche, Nancy, France.

Gonçalez, J. C., Félix, T. L. F., Gouveia, F. N., Camargos, J. A. A and Ribeiro, P. G. (2010). Efeito da radiação ultravioleta na cor da madeira de freijó (*Cordia goeldiana* Huber) após receber produtos de acabamentos. *Ciência Florestal*, *20*(4), 657-664. doi: 10.5902/198050982424

Gray, V. R. (1992). The wettability of wood. *Forest Products Journal*, *12*(9), 452-461.

Hauptmann, M., Muller, U., Obersriebnig, M., Gindl-Altmutter, W., Beck, A. and Hansmann, C. (2013). The optical appearance of wood related to nanoscale surface roughness. *BioResources*, *8*(3), 4038-4045.

Hikita, Y., Toyoda, T. and Azuma, M. (2001). Weathering testing of timber: discoloration. *In* Y. Imamura. *High performance utilization of wood for outdoor uses* (pp. 27-32). Kyoto: Press-Net.

Instituto de Pesquisas Tecnológicas do estado de São Paulo (2015). *Informações sobre madeiras - Figueira.IPT, São Paulo*. Retrieved from http://www.ipt.br/informacoes_madeiras3.php?madeira=63.

Jakub, S. and Martino, N. (2005). *Wood surface roughness-what is it?* Retrieved form http://www.boku.ac.at/physic/coste35/Rosenheim/article/art_Sandak_COST_E35_Rosenheim_2005.pdf.

Japanese Industrial Standards (2001). *JIS. JIS B 0601: Geometrical Products Specifications (GPS) - Surface texture: Profile method - Terms, definitions and surface texture parameters*. Tokio: JIS.

Kilic, M., Hiziroglu, S. and Burdurlu, E. (2006). Effect of machining on surface roughness of wood. *Building and Environment*, *41*(8), 1074-1078.

Lavisci, P., Janin G. and Uzielli, L. (1989). Qualité du bois de six essences du maquis méditerranéen. Foret Mediterraneenne, *Forêt Méditerranéenne*, *9*(1), 69-78.

Lopes, C. S. D., Nolasco, A. M., Tomazello Filho, M. and Dias, C.T.S (2014). Avaliação da rugosidade superficial da madeira de *Eucalyptus* sp. submetida ao fresamento periférico. *Cerne*, *20*(3), 471-476. doi: 10.1590/010477602014 2003875

Lucas Filho, F. C. (2004). *Análise da usinagem de madeiras visando a melhoria de processos em indústrias de móveis*. Unpublished doctoral dissertation, Federal University of Santa Catarina, Florianópolis, Brazil.

Melo, O. R. R., Del Menezzi, C. H. S., Souza, M. R. and Stangerlin. D. M. (2013). Avaliação das propriedades físicas, químicas, mecânicas e de superfície de lâminas de Paricá (*Schizolobium amazonicum* Huber ex. Ducke). *Floresta e Ambiente*, *20*(2), 238-249. doi: 10.4322/floram.2013.004.

Myers, D. (1990). *Surface, interfaces and colloids: principles and applications*. New York: VCH.

Piao, C., Winandy, J. E., and Shupe, T. F. (2010). From hydrophilicity to hydrophobicity: a critical review: Part 1. Wettability and surface behavior. *Wood and Fiber Science*, *42*(4), 490-510.

Scheikl, M. and Wålinder, M. (2001). Theory of Bonding. In C.-J. Johansson, T. Pizzi and M. van Leemput (Eds.). *Wood Adhesion and Glued Products, State of the art Report* (pp. 91-99). Retrieved from: http://users.teilar.gr/~mantanis/E13-Glued-Products.pdf

Teles, R. F. (2014). *Ensaios não destrutivos para avaliar o desempenho de madeiras amazônicas tratadas quimica-*

mente. Unpublished doctoral dissertation, University of Brasilia, DF, Brazil.

Teles, R. F. and Costa, A. F. (2014). Influência do intemperismo acelerado nas propriedades colorimétricas da madeira de Angelim pedra. *Nativa*, 2(2), 65-70. doi: 10.14583/2318-7670.v02n02a02

Yildiz, S. (2002). P*hysical, mechanical, technological and chemical properties of beech and spruce wood treated by heating*. Unpublished doctoral dissertation, Karadeniz Technical University, Trabzon.

Yuan, Y. and Lee, T. R. (2013). Contact angle and wetting properties. *In:* Bracco, G. and B. Holst (Eds.). *Surface Sciences Thechniques* (pp. 3-34). Berlin Heidelberg: Springer Series in Surface Sciences.

Received: 30 August 2017
Accepted: 4 April 2017

This paper must be cited as:
Pereira, K. N., Gonçalez, J. C., Raabe, J. and da Costa, A. F. (2017). Surface quality of the *Ficus* sp. wood veneers submitted to finishing treatments. *Madera y Bosques, 23*(2), 181-191. doi: 10.21829/myb.2017.2321224

doi:10.21829/myb.2017.2321447
Madera y Bosques vol. 23, núm. 2: 193-204 Verano 2017

Natural durability and dimensional stability of white mulberry (*Morus alba* L.) for Middle Eastern lutes

Durabilidad natural y estabilidad dimensional de mora blanca (*Morus alba* L.) para laúdes del Medio Oriente

Aida Se Golpayegani[123]*, Marie-France Thevenon[2], Iris Bremaud[1], Kambiz Pourtahmasi[3] and Joseph Gril[1]

1 Université Montpellier 2. Laboratoire de Mécanique et Génie Civil (LMGC), Montpellier, France. iris.bremaud@umontpellier.fr; joseph.gril@umontpellier.fr
*Corresponding author. aida.golpayegani@gmail.com

2 CIRAD. Wood, Energy, Bio-products. Research Unit Biomass. Montpellier, France. marie-France.thevenon@cirad.fr

3 University of Tehran. Faculty of Natural Resources. Department of Wood and Paper Science and Technology. Iran. pourtahmasi@ut.ac.ir

Abstract

Instrument makers prefer wood species which not only have excellent acoustical properties, but also tend to keep their natural state when going through preparations and pretreatments. In this study long time water soaking, a common protocol among Iranian lute makers, was used to investigate the natural durability and dimensional stability of White mulberry (*Morus alba* L.). The wood of white mulberry, which is the only source for making Iranian lutes for more than a century, was examined for its natural resistance towards fungi and termites. Samples were also studied for their dimensional change during four months of water soaking. White mulberry, whether leached or unleached, showed to be a very resistant species towards both termites and fungi. Gradual removal of the extractives during water immersion resulted in an increase in partial shrinkage. It was concluded that water leaching, though not affecting the natural durability, tends to reduce the dimensional stability of white mulberry.

Keywords: dimensional stability, musical instruments, natural durability, *Reticulitermes flavipes (ex.santonensis)*, water leaching, white mulberry (*Morus alba* L.).

Resumen

Los fabricantes de instrumentos musicales (lauderos) prefieren madera de especies que no solo tengan excelentes propiedades acústicas, sino que además tiendan a mantener su estado natural durante su fabricación y pretratamientos. En este estudio se hicieron pruebas de inmersión en agua, un protocolo común entre los lauderos iraníes, para determinar la durabilidad natural y estabilidad dimensional de la madera de mora blanca (*Morus alba* L.). La madera de esta especie, la cual es la única que ha utilizado para la fabricación de los laúdes iraníes por más de un siglo, fue probada para determinar su resistencia natural al ataque de hongos y termitas. Los especímenes fueron estudiados para detectar cambios en sus dimensiones durante cuatro meses de inmersión en agua. La madera en estudio, lixiviada o no, mostró muy alta resistencia tanto al ataque de hongos como al de termitas. La remoción gradual de extractivos durante la inmersión resultó en un incremento en la contracción parcial. Se concluyó que, aun cuando la lixiviación en agua no afecta la durabilidad natural, tiende a reducir la estabilidad dimensional de la madera de mora blanca.

Palabras clave: estabilidad dimensional, instrumentos musicales, durabilidad natural, *Reticulitermes flavipes (ex.santonensis)*, filtración de agua, morera blanca (*Morus alba* L.).

Introduction

Wood has been the most commonly chosen material for making musical instruments. From ancient flutes and drums to the sophisticated violins and pianos, this material has always played a significant role in both performance and aesthetic features of the instrument. Beside visual aesthetics, the quality of any musical instrument is strongly related to three factors: i) its acoustical characteristics, ii) its stability and iii) its durability. While acoustical features can include a variety of factors and indexes (i.e. damping or tanδ, specific modulus of elasticity (E/ρ), sound speed, radiation), wood dimensional stability is signified by changes of three orthotropic dimensions (L, R, T as in longitudinal, radial and tangential) of a given specimen under different moisture conditions.

Although wood can be kept under different humidity conditions, the equilibrium moisture content (EMC) tolerance for musical instruments is often small. Besides, natural durability goes hand in hand with the possibility of a wooden instrument being made without any chemical treatment and maintained for several centuries without risking the attack of damaging microorganisms or insects.

White mulberry wood is used for making traditional long necked lutes in Middle East for centuries, resulting in creating some spectacular Tars and Setars. However, this species' physical characteristics remained scientifically unknown until very recently (Se Golpayegani *et al.* 2012). Both dimensional stability and natural durability of Iranian white mulberry, however, are yet to be examined in relation with instrumental use of this species.

Dimensional stability of wood comes to attention whenever the use of the material is in question (Rowell and Young, 1980; Rowell and Banks, 1985; Glass and Zelinka, 2010). For any long time use, it is almost essential that wood either holds to its original dimensions, or to bear the least possible alteration when facing humidity changes in the surrounding. Also, the stability of mechanical properties may often be associated with the dimensional stability. Different chemical and physical treatments were used to improve the dimensional stability of various species (Militz, 1993; Ohmae, Norimoto and Minato, 1997; Sakai, Matsunaga, Minao and Nakatsubo, 1999; Gunduz, Korkut and Korkut, 2008; Li, Cai, Mou, Wu and Liu, 2011). Moreover, mechanical factors can vary from instrument to instrument; if low damping and density are required for guitar and violin top plates, wind instruments need a high density material. However, a strong dimensional stability is mandatory for most musically important species (Bucur, 2006; Wegst, 2006 and 2008).

Natural durability of heartwood depends on different factors: presence or absence of extractives, local anatomical defaults and humidity (Highly, 1995; Scheffer and Morell, 1998; Evans, Flate and Alfredsen, 2008). The presence of extractives is often correlated with high natural durability Windeisen, Wegener and Lesnino (2002); Haupt *et al.*, 2003).

Natural durability of white mulberry against basidiomycetes (*Morus alba*) has been the subject of a few contradictory studies. The durability of European, Asian and Australian white mulberries varied from moderately durable to non-resistant (Tewary 1979 cited in Scheffer and Morell 1998); while white mulberry from India was found to be very resistant towards fungi (Zamir, 2008). Also, Red mulberry (*Morus rubra*) and Osage orange (*Maclura pomifera*), both *Moraceae*, are listed to be very resistant (Clausen, 2010).

As part of wood preparation for instrument making, artisans do some pretreatments involving water, either to improve instrument final performance or to make the wood more workable (Se Golpayegani, Brémaud, Grill, Thévenon and Pourtahmasi *et al.*, 2015). Studying natural durability of untreated and leached white mulberry would shed a light on the consequence of water treatment on the resistance of wood against damaging biological attacks. Furthermore, some investigation on the dimensional stability of water soaked wood would be undoubtedly helpful towards better comprehension of the instrumental use of this species.

Objectives

This study was done in order to:

1. Investigate the effect of water soaking as a traditional pretreatment on the dimensional stability of white mulberry.
2. Study the behaviour of wood towards degrading microorganisms after water treatment.
3. Interpret the results in relation with the instrumental use of the species.

Materials and methods

Materials

One white mulberry tree was selected by a professional lute maker in Iran. The tree was cut from a forest near Karaj province in Iran. At the time of the cutting (November 2008, when the growing season was over), the minimum and maximum temperature were -5 °C and +26 °C with an average RH of 55%.

Tree was trimmed from its branches at 1.30 m height, air dried for one month and then cut to eight portable rods (50 cm^3 × 5 cm^3 × 5 cm^3 L×R×T) before being shipped to the CIRAD laboratory in France.

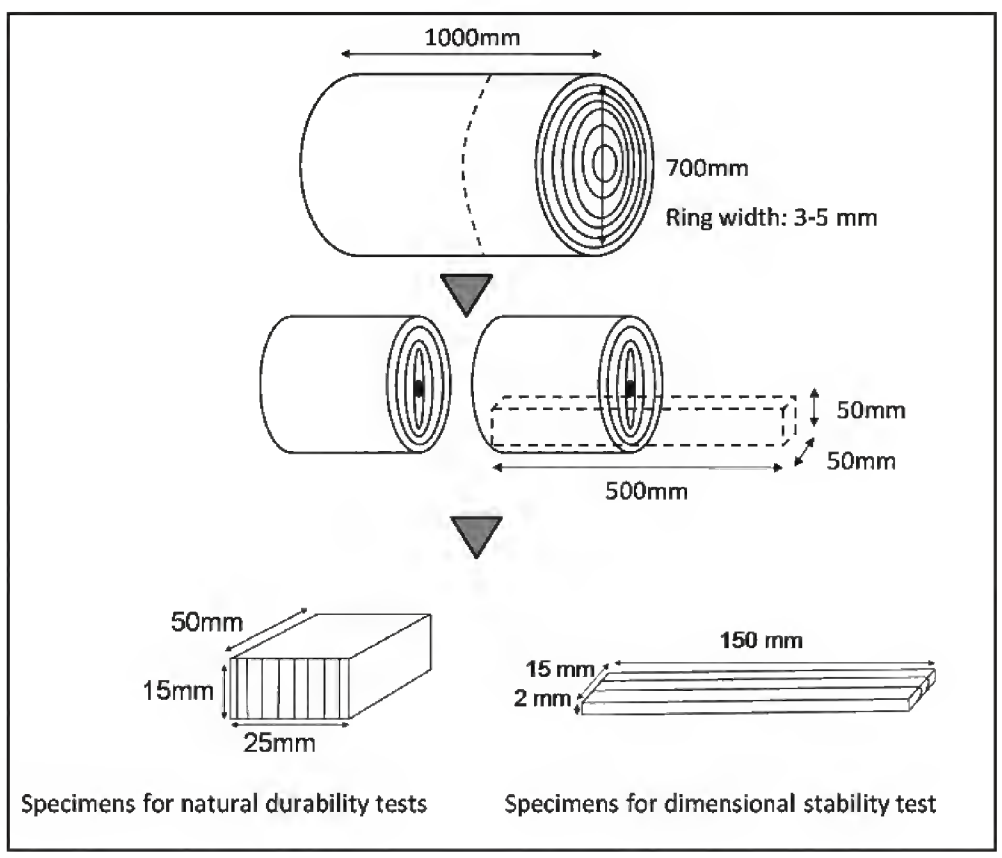


Figure 1. Specimen preparation for tests.

Rods were kiln dried for 2 weeks in a commercial Cathlid® Kiln (12 °C to 35 °C, increasing gradually and used simultaneously with a humidifier) before being moved to a climatic chamber to be stabilized at 20 °C ± 2 °C and 65% ± 5% RH for 3 weeks. At the end of this process, the material was cut to the test specimens (Fig. 1). Only heartwood was used for sampling.

Specimens for dimensional stability

Eighteen samples from mid-heartwood were cut to the following dimensions (2 mm^3 × 15 mm^3 ×150 mm^3 L×R×T). Great care was taken for orthotropic directions to correspond closely to the cut samples and to avoid intermediary ones (Fig. 1).

Specimens for natural durability tests

Specimens (50 mm^3 ± 0.5 mm^3 × 25 mm^3 ± 0.5 mm^3 × 15 mm^3 ± 0.5 mm^3 L×R×T) were cut from original rods, from which 120 were selected for testing the durability against termites and fungi. The exact volume of each specimen was calculated.

The conditioning of two weeks in 20 °C ± 2 °C and 65% ± 5% RH was applied to all specimens as well as controls, prior to any biological test.

Methods

Dimensional stability

Samples were initially dried at 60 °C for 48 h and then kept in climatic chamber for 3 weeks (20 °C ± 2 °C and 65% ± 5% RH). Then they were separated to 5 groups of 12, where each was immersed in water at ambient temperature for various amounts of times (0 months - 4 months, where 0 stands for controls which were only subjected to drying and stabilizations). The partial drying and stabilization were repeated at the end of treatments (60 °C for 48 h then 3 weeks at 20 °C ± 2 °C and 65% ± 5% RH). A final thorough drying (103 °C for 48 h) afterwards was done to insure samples had reached anhydrous state. As these samples also served to determine the effect of traditional pretreatments on the acoustical properties of the

species, further details on this protocol are detailed in Se Golpayegani *et al.* (2015).

The samples dimensions (R, T, and L axis) and their weight were noted before and after the treatment, and at three different stages of drying (60 °C/48 h, 103 °C/48 h, 27 °C ± 2 °C and 75% ± 5% RH/3 weeks, as a mild re-humidification) and were compared for their partial shrinkage (ΔV) and the effect of water immersion.

Natural durability

Investigation of natural durability of solid heartwood against fungi was done according to guidelines of XP CEN/TS 15083-1 (2006), except that in each culture flask one *Morus* and one control specimen of the same dimension were incubated together (*Pinus sylvestris* sapwood for brown rot, *Fagus sylvatica* for white rot). Natural durability towards termites was done according to the guidelines of EN117 (2013). As water immersion is one of the common pre-treatments of white mulberry for Tar (Se Golpayegani *et al.*, 2015), half of the specimens were leached according to EN84 (1997) prior to biological tests to understand the effect of water on the long time durability of wood.

Test processes

Fungi

The complete description and conditioning for the fungi used in this study can be seen in table 1. *Pycnoporus sanguineus* and *Antrodia* sp., two aggressive tropical fungi were added as discriminators and as the representatives of the original region.

For each fungus, 10 specimens of Scot pine sapwood (*Pinus sylvestris* L.) and beech (*Fagus silvatica* L.) were virulence controls for brown rot and for white rot respectively. The resistance was determined by the mass loss (on anhydrous basis) of the samples (after 16 weeks of fungal exposure) expressed as mean mass loss as well as median mass loss.

The natural durability classification was established according to table 2.

Termites

The durability against termites was evaluated for 10 unleached and 10 leached specimens. Virulence control was also performed using 6 specimens of Scots pine sapwood (*Pinus sylvestris*). The termites used were *Reticulitermes flavipes (*ex. *santonensis)*. After 8 weeks of exposure to termites, visual rating of the sample and weight loss (on anhydrous basis, as for the fungal decay), were determined.

Results

Dimensional stability

Figure 2 illustrates the relation between density and the partial shrinkage (between air dried and 60 °C) of all

Table 1. Fungal strains and climatic conditions for tests against basidiomycetes.

Fungi name	*Type*	*Number of specimens*		*Condition for the test*
		Leached	*Unleached*	
Coriolus versicolor	White Rot/ strain CTB 863-A	30	30	(22 ± 2) °C, (70 ± 5)% RH
Coniophora puteana	Brown Rot/ strain BAM Ebw.15	30	30	
Gloeophyllum trabeum	Brown Rot/ strain BAM Ebw.109	10	10	
Poria placenta	Brown Rot/ strain PRL 280	10	10	
Pycnoporus sanguineus	White Rot/ strain CTFT 27 O	10	10	(27 ± 1) °C, >75% RH (Tropical conditions)
Antrodia sp	Brown Rot/ strain CTFT 57 A	10	10	

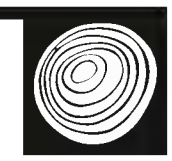


Table 2. Natural durability classification according to XP Cen/ TS 15083-1(2006).

Durability class	*Description*	*Median mass loss (%)*
1	Very durable	5%
2	Durable	> 5% to 10%
3	Moderately durable	> 10% to 15%
4	Slightly durable	> 15% to 30%
5	Non durable	> 30%

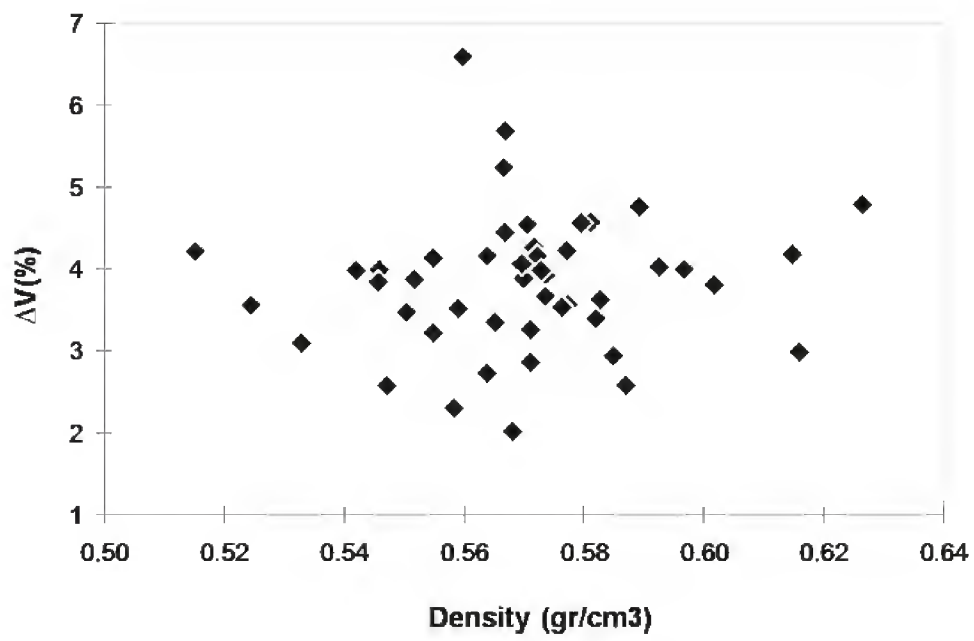


Figure 2. Relationship between change in volume ΔV% (between air dried and 60 °C/ 48 h) and density (measured at 60 °C/ 48 h) for 60 samples before submitting to treatment.

samples chosen for dimensional stability tests before any treatment is applied.

Partial shrinkage for untreated samples was ≈ 3.73% ± 1.15% for an average $\rho \approx 0.55$ g/cm^3 ± 0.04 g/cm^3. The noticeable broad variation is due to the large changes in the comparatively small T dimension (which was necessary for the vibrational tests; Se Golpayegani *et al.*, 2015). The tangential dimension of 2 mm is very susceptible to change of humidity and the changes are very hard to record. Evidence to that fact is ΔLR ≈ 1.78% ± 031% and ΔT ≈ 2.04% ± 1.01%.

Specimens' dimensions after water soaking remained stable after going through three weeks of mild conditioning (average ΔV ≈ 4.33%, 5.41%, 3.95% and 4.29% for 1 to 4 months water immersion, compared to ΔV ≈ 3.43% for controls) (Fig. 3). These values are also significantly lower if the effect of ΔT is subtracted (average ΔRL ≈ 2.71% ± 0.83 for all treated samples), though the uniformity of changes versus treatment months remains the same.

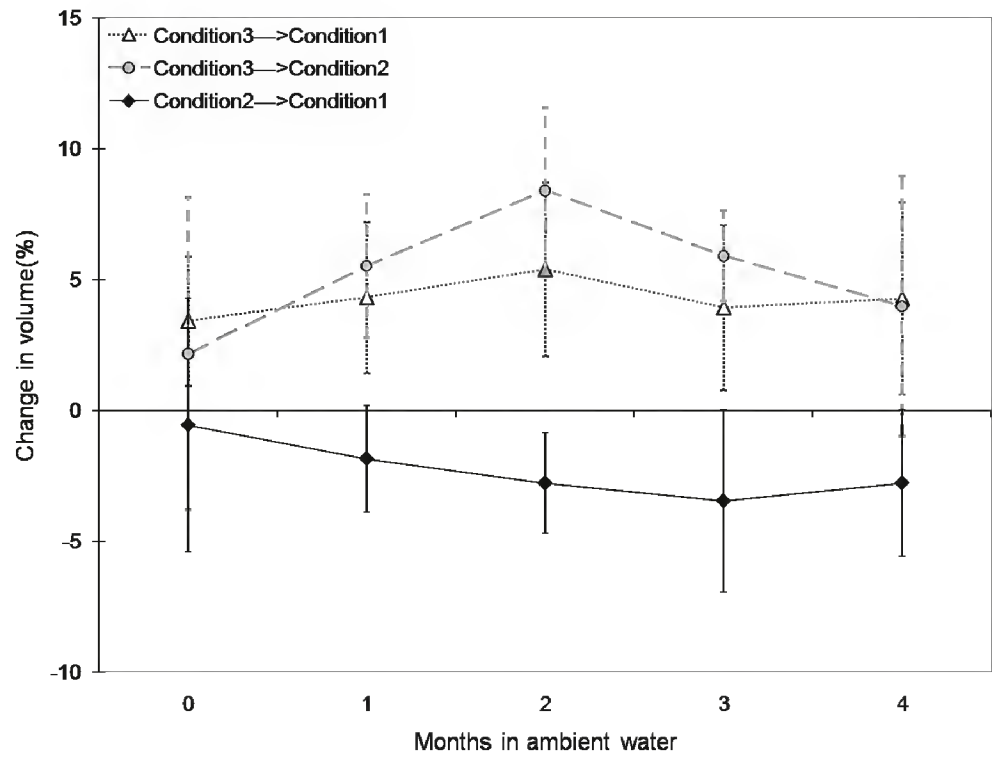


Figure 3. Change in volume after treatment between three conditions (Condition 1: 60 °C/ 48 h, Condition 2: 103 °C/ 48 h, Condition3: 27 °C/ 75% RH / 3 weeks). 0 stands for controls. Calculations in each case: ((Volume at later condition - Volume at earlier condition) / Volume at earlier condition) %.

Water treatment seems to play a role in dimensional stability when samples were dried to the complete anhydrous state (Fig. 3). ΔV is gradually decreasing along with the months, reaching its greatest value at 3rd month ≈ -3.46%. Comparing the anhydrous and conditioned states (103 °C and 27 °C/75% RH), a roughly mirrored image of the last graph is revealed (Fig. 3). In both cases the longer treatment times contribute to the instability of dimensions.

Water is a well known solvent for extractives and is used both in laboratory research and an artisanal pretreatment. White mulberry has a variety of chemical components, both soluble in water and solvents (Se Golpayegani, Thevenon, Grill, Masson and Pourtahmasi

2014; Mankowski, Hassan, Bishell and Kirker, 2016, Mankowski, Boyd, Hassan and Grant, 2016) Here, time-related water treatment seems to remove some extractives that play a significant role in dimensional stability. The longer specimens remain immersed in the water, the more extractive are taken out, and consequently wood becomes less stable when faced with extreme conditions (i.e. air-dry to oven-dry).

Natural durability

Towards fungi

Results are given in table 3 and are also illustrated in figure 4. Throughout the test, both leached and unleached specimens seemed to be resistant towards the fungal attacks. The mass loss calculations were performed at the end of the test, but during the test one could observe seemingly un-colonized white mulberry blocks beside mycelia covered controls, in the same flasks. Hence, visual observation during incubation provided indications of good performance (Fig. 4).

Coniophora virulence controls had an average mass loss below 30%, but one can consider that 29% average mass loss of the controls tested within the same flask as mulberry specimen allows a test validation. For all the other strains, the average mass loss of the virulence controls validated the tests. According to the requirements of XP CEN/TS 15083-1, the median mass losses of the tested samples were below 5%, so the white mulberry can be classified as very durable. Among all fungi, *Antrodia* appears to be the most discriminatory one (Fig. 5).

The small mass losses after the attack of *Poria placenta* is reasonable considering that this specific fungus is usually used for softwoods (as for controls, made of pine sapwood) and would hardly make severe effects on hardwood. The median mass loss of leached specimens would still classify them as very durable (Fig. 4).

Table 3. Resistance of unleached and leached white mulberry against fungi attack.

		Mass loss %					
		Test flasks				*Virulence control*	
		white mulberry		*Controls*		*n = 10*	
	Fungus	*Average ± Std dev*	*Median*	*Average ± Std dev*	*Median*	*Average ± Std dev*	*Median*
Unleached samples	*Coniophora puteana*	0.83 ± 0.2	0.8	26.7± 7.7	29.01	17.1 ± 10.1	16.9
	Coriolus versicolor	1.39 ± 0.4	1.3	32.4± 4.5	33.2	27.2 ± 6.8	26.9
	Gloeophyllum trabeum	0.9 ± 0.3	0.8	40.4 ± 17.7	45.2	46.9 ± 16.5	56.5
	Poria placenta	0.6 ± 0.2	0.6	48.3 ± 3.7	48.0	37.5 ± 3.6	38.7
	Pycnoporus sanguineus	1.0 ± 0.3	1.0	34.3 ± 4.2	33.0	30.6 ± 2.6	30.9
	Antrodia sp	5.2 ± 5.1	3.0	70.0 ± 1.1	69.9	68.6 ± 1.2	69.2
Leached samples	*Coniophora puteana*	0.9 ± 0.5	0.7	33.1 ± 11.6	31.7	26.9 ± 4.2	28.3
	Coriolus versicolor	0.3 ± 0.2	0.3	35.8 ± 7.5	37.0	31.6 ± 4.1	32.7
	Gloeophyllum trabeum	0.3 ± 0.3	0.2	45.5 ± 5.4	47.9	44.3 ± 8.4	44.9
	Poria placenta	0.3 ± 0.4	0.0	38.2 ± 4.6	37.6	29.8 ± 3.9	31.1
	Pycnoporus sanguineus	0.1 ± 0.2	0.1	31.4 ± 3.7	31.1	31.5 ± 9.6	31.7
	Antrodia sp	16.5 ± 7.6	15.9	67.4±2.7	68.8	61.8±3.5	61.8

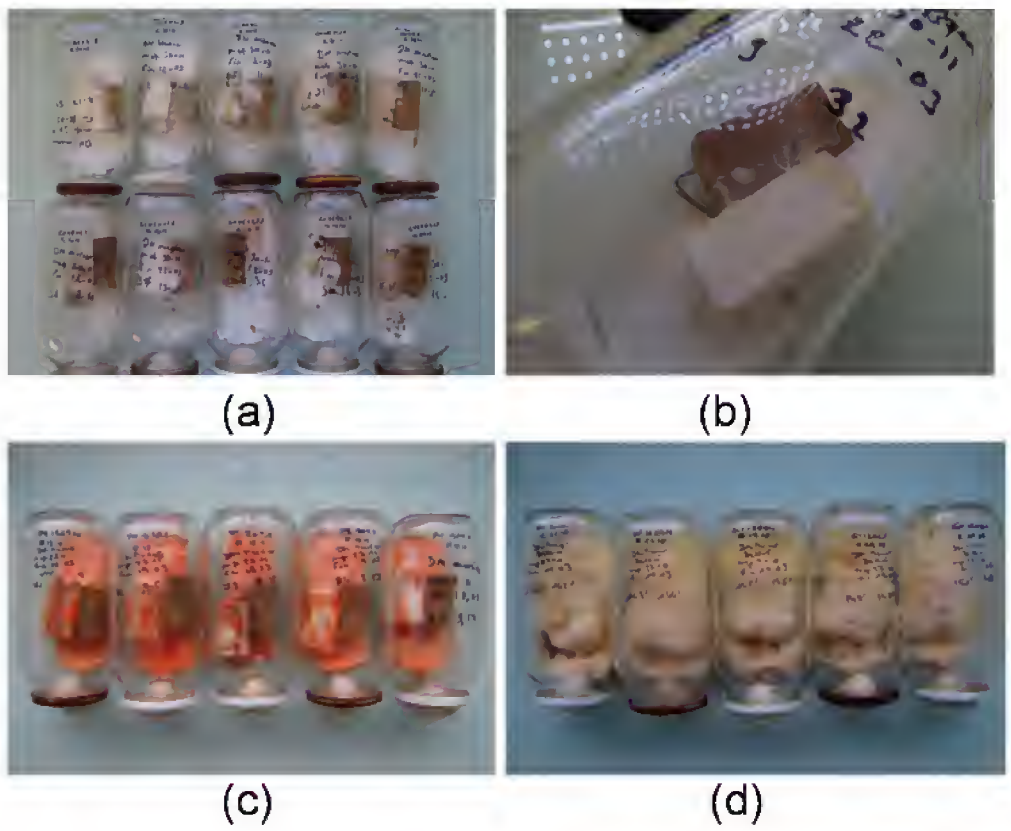


FIGURE 4. Specimens of white mulberry in their test flasks. (a,b): Leached white mulberry (left) beside its controls (right) attacked by *Gloeophyllum trabeum*. (c): Unleached white mulberry (right) and controls (left) attacked by *Pycnoporus sangunesis*. and (d): Controls (Scot pine) completely covered by *Gloeophyllum trabeum*.

This could be indication of the fact that whatever extractives the leaching could manage to remove from mulberry, had absolutely no effect on its resistance towards fungi. Considering obligatory fungi of Cen TS 15083-1, the higher median mass loss allows to classify Mulberry as very durable. On the other hand, when tested with an aggressive tropical fungus (*Antrodia* sp.), the removed compounds seem to play an important role in its resistance, as the durability category has changed from very durable to slightly durable.

Water leaching could not negatively affect on how the specimens reacted towards most of the fungi, which confirmed the fact that water (at least with the conditions used in this test: immersion in distilled water for 14 days in ambient temperature) could not really touch the constituents that played important roles in natural durability of white mulberry.

Having mentioned that, the case was a little bit different regarding *Antrodia* sp. Notwithstanding the fact that

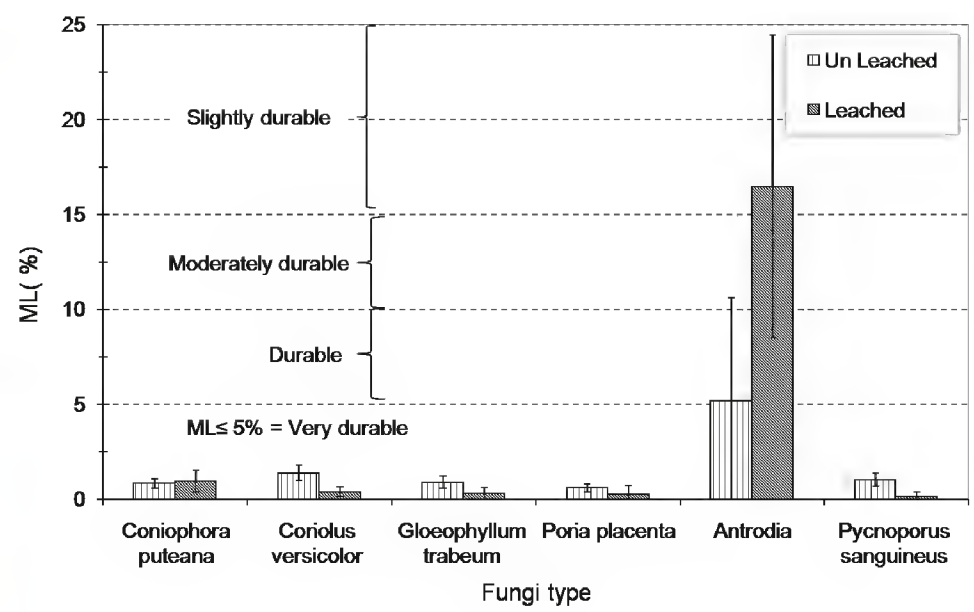


FIGURE 5. Comparison between mass loss of leached and unleached specimens tested against basidiomycetes. The dashed lines show the durability classifications based on XP CEN/TS 15083-1.

Antrodia sp. was used as the extreme case, it was the only fungi that its access to specimen was affected by water leaching. *Morus alba* contains resorcinol compounds among its extractives (Se Golpayegani *et al.*, 2014) and *Antrodia* sp, strain CTFT 57A, used in this study has also demonstrated its ability to degrade timber containing resorcinol compounds extractives such as *Grevillea robusta* (Mburu, Dumarçay, Huber, Pretrissans and Gérardin, 2007).

Termites

The results of the durability against termites were interpreted based on mass loss and visual rating (Table 4).

The termite tests were valid and the mass loss of virulence controls was homogenous for all the samples. Like the case of fungi, mass losses of the leached samples were smaller than for the unleached ones.

The results of visual ratings on the other hand, were contradictory to the mass losses. The leached samples rated greater than unleached ones, means that visually the specimens were more consumed by the termites in the first case. Even though these results look opposing to each other, two things should be remarked: first, the observed difference between the lower bound of mass loss in unlea-

TABLE. 4. Resistance of *Morus alba* specimens towards termites.

Samples	Worker survival rate %	Visual rating (Distribution within the samples)	Mass loss %	
			Average ± Std dev	Median
Unleached	0	1 (attempted attack) (20% of the samples) 2 (slight attack) (80% of the samples)	2.20 ± 0.30	2.05
Leached	0	3 (average attack) (100% of the sample)	0.91 ± 0.33	0.83
Virulence controls	>60	4 (strong attack) (100% of the sample)	12.42 ± 0.97	12.30

ched specimens (1.9% of dried mass) and the upper bound of leached ones (1.24% of dried mass) is so small that raises real doubts concerning the significance of this variation between leached and unleached mulberry. Secondly, EN117 is designed to define a toxic threshold for wood preservation products, most of them being additionally designed to have a repellent effect. Thus, using the same scale for natural durability can be discussed and probably improved. Meanwhile using mass loss to interpret the results could be a more logical option.

To resume, it can be stated that white mulberry was found moderately durable towards termites, and became sensible when leached. Even though the classification according to visual rating and weigh losses were different for leached specimens; the closeness of the average observed values for leached and unleached specimens, along with their small mass losses compared to that of virulence controls (2.20% and 0.91% compared to 12.42% in controls) makes it difficult to decide whether the obtained differences are of any real significance.

DISCUSSION

Dimensional stability and natural durability play important roles in the criteria of choosing wood for instrument making. Any tone wood is expected to hold its shape for decades (if not for centuries) for its respected instrument to be played by various musicians. Of course, for this purpose the wood should be also strong against damaging agents. This is more important in case of white mulberry for Tar, as, other than a light varnish, there is no in–process chemical treatment used to reduce the effect of possible degradation.

Water is considered an enemy and ally alike amongst artisans. On one hand, the wood should be dried to be workable and to reach a stable state. This leads to the common practice of leaving wood to be air dried for several months or even years. Water also lends a helping hand on the field of pretreatments. Being readily available, cheap and reasonably easy to manage, water remains a steady step in preparing the material for instrument making. In case of Tar, water immersion is traditionally done to remove the extractives (thus making the material easier to handle), and is believed to be helpful to the final acoustical performance.

Water removes a variety of extractives (phenols, carbohydrates, etc). Although the combination of heat and water proved to be more effective in removing chemicals (Gunduz *et al.*, 2008; Obataya, Higashihara and Tomita, 2002; Obataya, 2010), simple soaking is also practiced and researched (Rowell, 1984; Sadler, Sharpe, Pandurangа and Shivakumar , 2009). While higher temperatures are capable of removing more extractives in shorter spans of time, extending the time of treatment can sometimes match the effect of heat. Previously, it was established that in Iranian white mulberry long time water immersion and short time hot water treatment, at their most efficient state, bring out almost the same quantity of extractives (Se Golpayegani *et al.*, 2015). These extractives play various roles in altering wood properties (Hillis, 1984; Matsunaga, Minato and Nakatsubo, 1999; Brémaud, Amusant, Minato, Grill and Thibaut, 2011; Windeisen *et al.* (2002); Hernandez, 2007). High amounts of extractives are reported to change shrinkage and alter

adsorption-desorption relationship in wood (Stamm and Loughborough, 1942; Chafe, 1987). Furthermore, wood extractives contribute to the natural durability of the material (Hillis 1962 and 1978), both in their quantity (Hinterstoisser, Stefke and Schwanninger, 2000) and their inherent toxicity (Walker, 1993). However, in this study dimensional stability seemed more affected by extractives removal than natural durability. While water immersion gradually decreased the partial shrinkage, natural resistance of the white mulberry proved to be strong, whether the samples were leached or not.

Conclusions

The results of this investigation could be concluded into following points:

- Water soaking, a commonly used protocol for white mulberry wood amongst Iranian lute makers affects both natural durability and dimensional stability of the wood.
- White mulberry of Iran was classified as "very durable" towards fungi, in both leached and un leached conditions. Removal of the water soluble extractives only seems the play a role when the wood is exposed to extreme conditions with a very specific fungal strain.
- A "moderately durable" unleached white mulberry became sensible towards termites once it was water soaked. This marked termites a greater threat than fungi to the natural durability of this wood.
- Water soaking also affected the dimensional stability of the samples when the drastic change of conditions happens.
- The aforementioned result was due to the gradual removal of the extractives responsible for the stability of the wood.

To sum up, during the water soaking pretreatment some extractives would be removed. Natural durability of the wood in most of the ordinary conditions is not affected with this stage. However overall the wood becomes less stable dimension wise, and therefore should be handled more carefully.

For future, authors suggest further investigation on the dimensional stability of white mulberry and other musically important woods of Middle East (i.e. *Juglans regia* and *Zelkova* used in Santoor), using a life size instrument instead of small clear samples and exposing them to a various range of conditions in relation with their end-uses and conservation.

References

Brémaud, I., Amusant, N., Minato, K., Gril, J. and Thibaut, B. (2011). Effect of extractives on vibrational properties of African Padauk (*Pterocarpus soyauxii* Taub.). *Wood Science and Technology, 45*(3), 461-472. doi: 10.1007/s00226-010-0337-3.

Bucur, V. (2006). *Acoustics of wood*. Boca Raton, USA: Springer. doi: 10.1007/3-540-30594-7.

Chafe, S. C. (1987). Collapse, volumetric shrinkage, specific gravity and extractives in Eucalyptus and other species. *Wood Science and Technology, 20*(4), 27-41. doi: 10.1007/BF00349715

Clausen, C. A. (2010). *Wood handbook—Wood as an engineering material*. (General Technical Report FPL-GTR-190). Madison, WI: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Forest Products Laboratory. doi: 10.2737/FPL-GTR-190.

EN 117. (2013). Wood preservatives - Determination of toxic values against European Reticulitermes species (European species) (Laboratory method).

EN 84. (1997). Wood preservatives - Accelerated ageing tests of treated wood prior to biological testing – Leaching procedure.

Evans, F., Flate, P. O. and Alfredsen, G. (2008). Natural durability of different wood species in above ground, The International Research Group on Wood Protection, IRG/WP 08-10667, 14 pp. doi: 10.5552/drind.2013.1221.

Glass, S. V. and Zelinka, S. L. (2010). Moisture relation and physical properties of wood. In FPL, USDA Forest Service. *Wood handbook: wood as an engineering material*. Madison, WI: Forest Products Laboratory, United States Department of Agriculture Forest Service.

Gunduz, G., Korkut, S. and Korkut, D. S. (2008). The effects of heat treatment on physical and technological properties

and surface roughness of Camiyan Black Pine (*Pinus nigraArn. subsp. Pallasiana var. pallasiana*) wood, *Bioresource Technoly, 99*(7), 2275-2280.

Haupt, M., Leithoff, H., Meier, D., Puls, J., Richter, H.G. and Faix, O. (2003). Heartwood extractives and natural durability of plantation-grown teakwood (*Tectona grandis* L.)-a case study. *European Journal of Wood and Wood Products, 61(6*), 473-474. doi: 10.1007/s00107-003-0428-z.

Hernandez, R. E. (2007). Moisture sorption properties of hardwoods as affected by their extraneous substances, wood density and interlocked grain. *Wood and Fiber Science, 39*, 132-145.

Highly, T. L. (1995). Comparative durability of untreated wood in use above ground. *International Biodeterioration and Biodegradation, 35*, 409-419. doi: 10.1016/0964-8305(95)00063-1.

Hillis, W. E. (1962). *Wood Extractives and their Significance to the Pulp and Paper Industry.* New York, US: Academic press.

Hillis, W. E. (1978). Extractives. Special paper, 8th World forestry congress. Djakarta. WORLD BANK. Forestry sector policy paper. World Bank, Washington, D.C.

Hillis, W. E. (1984). High temperature and chemical effects on wood stability. Part 1: General considerations. *Wood Science and Technology. 18*, 281-293. doi: 10.1007/BF00353364.

Hinterstoisser, B., Stefke, B., and Schwanninger, M. (2000). Wood: Raw material source of Energy for the future. *Lignovisionen, 2*, 29-36.

Li, X. J., Cai, Z. Y., Mou, Q., Wu, Y. and Liu, Y. (2011). Effects of heat treatment on some physical properties of Douglas fir (*Pseudotsuga Menziesii*) Wood, *Advanced Materials Research*, 197-198, 90-95.

Mankowski, M., Hassan, B., Bishell, A. and Kirker, G. (May 2016). *Laboratory evaluations of woods from Pakistan and their extractives against* Postia placenta *and* Trametes versicolor. Paper presented at the 47th IRG Annual Meeting. Lisbon, Portugal.

Mankowski, M., Boyd, B., Hassan, B. and Grant T. K. G. (May 2016). *GC-MS Characterizations of termiticidal heartwood extractives from wood species utilized in Pakistan.* Paper presented at the 47th IRG Annual Meeting. Lisbon, Portugal.

Matsunaga, M., Minato, K. and Nakatsubo, F. (1999). Vibrational properties changes of spruce wood by impregnation with water soluble extractives of pernambuco (*Guilandina echinata* Spreng.). *Journal of Wood Science, 45*, 470-474. doi: 10.1007/BF00538955.

Mburu, F., Dumarçay, S., Huber, F., Petrissans, M. and Gérardin, P. (2007). Evaluation of thermally modified Grevillea robusta heartwood as an alternative to shortage of wood resource in Kenya: Characterization of physicochemical properties and improvement of bio-resistance. *Bioresource Technology, 98*, 3478-3486. doi:10.1016/j.biortech.2006.11.006.

Militz, H. (1993). Treatment of timber with water soluble dimethylol resins to improve their dimensional stability and durability. *Wood Science and Technology, 27*, 347-355. doi: 10.1007/BF00192221.

Obataya, E., Higashihara, T. and Tomita, B. (2002). Hygroscopicity of heat-treated wood III: Effect of steaming on the hygroscopicity of wood. *Mokuzai Gakkaishi, 48*(5), 348-355.

Obataya, E. (2010). Effects of ageing and heating on the mechanical properties of wood. In L. Uzielli (Ed.). *Wood science for conservation of cultural heritage. Proceeding of the International Conference COST ACTION IE0601 in Florence* (pp. 16–22). Florence: Firenze University Press.

Ohmae, K., Norimoto, M. and Minato, K. (1997). Dimensional change of wood by chemical treatment. *Bulletin of the Wood Research Institute*, *84*, 42-45.

Rowell, R. M. and Youngs, R. L. (1980). *Dimensional stabilization of wood in use* (Research Note FPL-0243). Oxford, England: USDA Forest Products Laboratory.

Rowell, R. M. (1984). *The chemistry of solid wood.* Washington D.C., US: American Chemical Society.

Rowell, R. M. and Banks, W. B. (1985). *Water repellency and dimensional stability of wood* (USDA Forest Service general technical report, FPL 50), Madison, Wisconsin: USDA Forest Products Laboratory.

Sadler, R. L., Sharpe, M., Panduranga, R. and Shivakumar, K. (2009). Water immersion effect on swelling and compres-

sion properties of Eco-Core, PVC foam and balsa wood. *Composite Structures, 90*(3), 330-336. doi: 10.1016/j.compstruct.2009.03.016.

Sakai, K., Matsunaga, M., Minao, K. and Nakatsubo, F. (1999). Effect of impregnation of simple phenolics and natural polycyclic compounds on physical properties of wood. *Journal of wood Science, 45*, 227-232. doi: 10.1007/BF01177730.

Scheffer, T. and Morrell, J. (1998). *Natural durability of wood: a worldwide checklist of species*. Retrieved from http://hdl.handle.net/1957/7736

Se Golpayegani, A., Brémaud, I., Gril, J., Thévenon, M-F., Arnould, O. and Pourtahmasi, K. (2012). Effect of extractions on dynamic mechanical properties of white mulberry (*Morus alba* L.). *Journal of wood Science, 58*(2), 153-162. doi: 10.1007/s10086-011-1225-7.

Se Golpayegani, A., Thevenon, M-F., Gril, J., Masson, E. and Pourtahmasi, K. (2014). Toxicity potential in extraneous compounds of white mulberry wood. *Maderas, Ciencia y tecnología, 16*(2), 227-238. doi: 10.4067/S0718-221X2014005000018.

Se Golpayegani, A., Brémaud, I., Gril, J., Thévenon, M-F. and Pourtahmasi, K. (2015). The effect of traditional hygrothermal pretreatments on the final acoustical characteristics of white mulberry wood (*Morus alba*). *Maderas, Ciencia y tecnología, 17*(4), 821-832. doi: 10.4067/S0718-221X2015005000071.

Stamm, A. J. and Loughborough, W. K. (1942). Variation in shrinking and swelling of wood. *Transactions of the American Society of Mechanical Engineering, 64*, 379-386.

Walker, J. C. F. (1993). *Primary Wood Processing*. Principles and Practice. London., UK: Chapman and Hall.

Wegst, U. G. K. (2006). Wood for sound. *American Journal of Botany, 93*(10), 1439-1448. doi: 10.3732/ajb.93.10.1439.

Wegst, U. G. K. (2008). Bamboo and wood in musical instruments. *Annual Review in Materials Research, 38*, 323-349. doi: 10.1146/annurev.matsci.38.060407.132459.

Windeisen, E., Wegener, G. Lesnino, G. and Schumacher, P. (2002). Investigation of the correlation between extractives content and natural durability in 20 cultivated larch trees. *European Journal of Wood and Wood Products, 60*(5), 373-374. doi: 10.1007/s00107-002-0314-0.

XP CEN/TS 15083-1. (2006). Durability of wood and wood based products. Determination of solid wood durability against wood destroying fungi Test methods. Part 1: Basidiomycetes.

Zamir, K. (2008). *Feeding preferences of* Microcerotermes championi *(*Snyder*) on different timbers dried at different temperature under choice and no choice trials*. Retrieved from http://hdl.handle.net/10101/npre.2008.2048.1

Received: 9 November 2016
Accepted: 29 April 2017

This paper must be cited as:
Se Golpayegani, A., Thevenon, M.-F., Bremaud, I., Pourtahmasi, K. and Grill, J. (2017). Natural durability and dimensional stability of white mulberry (*Morus alba* L.) for Middle Eastern lutes. *Madera y Bosques, 23*(2), 193-204. doi: 10.21829/myb.2017.2321447

List of symbols:

tanδ: Damping

E/ρ: Specific modulus of elasticity

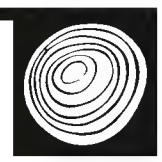
L, R, T: longitudinal, radial, tangential (three orthotropic dimensions in wood)

EMC: Equilibrium moisture content

RH: Relative humidity

ML: Mass loss

doi:10.21829/myb.2017.2321646
Madera y Bosques vol. 23, núm. 2: 205-222 Verano 2017



Prospectiva del sistema organizacional del sector forestal en Chihuahua, México

Prospective of forest sector's organizational system in Chihuahua, Mexico

Susana Vázquez-Álvarez[1], Concepción Luján-Álvarez[2*], Jesús Miguel Olivas-García[2], Hilda Guadalupe González-Hernández[3] y Humberto Luján-Álvarez[4]

1 Consultor Forestal. Ciudad Delicias, Chihuahua, México. p76977@gmail.com
* Autor de correspondencia. clujan12@hotmail.com

2 Universidad Autónoma de Chihuahua. Facultad de Ciencias Agrícolas y Forestales. Ciudad Delicias, Chihuahua, México. jolivas@live.com.mx

3 Comisión Nacional Forestal. Zapopan, Jalisco, México. gzilda@yahoo.com.mx.

4 Secretaría de Educación Pública. CBTis 122. Ojinaga, Chihuahua, México. hlujan@prodigy.net.mx

Resumen

El sistema de organización forestal de Chihuahua, México fue estudiado prospectivamente para establecer una estrategia integral que impulse el desarrollo del mismo. La metodología comprendió tres etapas: diagnóstico situacional; análisis estructural prospectivo y planteamiento de la estrategia integral. Para el diagnóstico, los actores se agruparon en seis subsistemas; se procedió a la realización de un censo total, entrevistando a cada uno de ellos, y se obtuvo la caracterización de las variables estratégicas clave de funcionamiento del sistema de organización, identificando fortalezas, oportunidades, debilidades y amenazas y el futuro deseable del sistema. En el análisis estructural prospectivo, se determinó el nivel de influencia directa y dependencia entre las variables, mediante la aplicación del software Matriz de Impactos Cruzados – Multiplicación Aplicada a una Matriz (MicMac). Además, se generó la estrategia integral basada en los resultados del análisis estructural, considerando las variables estratégicas y la visión al 2022. Como resultado, el diagnóstico identificó escasa coordinación y vinculación entre actores del sistema, e insuficiente liderazgo. El análisis estructural identificó las variables con mayor motricidad y dependencia para impulsar el desarrollo del sistema: estructura organizacional, mecanismos de coordinación interinstitucional e integración vertical y horizontal. Finalmente, se establece la estrategia integral que contiene las variables estratégicas más motrices y más dependientes, el futuro deseable y las estrategias para lograr dicho futuro. Se concluye que el sistema de organización forestal tiene escasa coordinación y vinculación entre actores y limitada cultura de asociatividad, lo que hizo necesario establecer la estrategia integral para mayor respuesta a demandas de competitividad nacional e internacional.

Palabras clave: Chihuahua forestal, desarrollo forestal, estrategia integral, prospectivo, sistema organizacional.

Abstract

The forestry organization system in Chihuahua, Mexico was studied for establishing an integral strategy to promote its development. The methodology included three stages: situational diagnosis of the system; prospective structural analysis, and the approach of the integration strategy. For the diagnosis, the actors were grouped into six subsystems: a complete census was carried out, interviewing each one of the actors, and the characterization of the key strategic variables of the organization system was obtained, identifying strengths, opportunities, weaknesses and threats, and the desirable future of the system. In the prospective structural analysis, the level of direct influence and dependence among the variables was determined by applying the Matrix of Cross Impacts - Multiplication Applied to Matrix (MicMac) software. In addition, the integration strategy was generated based on the results of the structural analysis considering the strategic variables and the vision to 2022. As a result, the diagnosis identified little coordination and linkage among system actors, and insufficient leadership. The structural analysis identified the variables with greater motricity and dependence to improve the development of the system: organizational structure, interinstitutional coordination mechanisms and vertical and horizontal integration. Finally, an integral strategy was established that contains the most strategic and most dependent strategic variables, the desirable future and the strategies to achieve that future. It is concluded that the forest organization system has little coordination and linkage among actors and limited association culture, for that, it was necessary to establish the integration strategy in order to get a better response to the demands of national and international competitiveness.

Keywords: forestry Chihuahua, forestry development, integral strategy, prospective, organizational system.

Introducción

Los sistemas organizacionales del sector forestal funcionan a largo plazo y la eficiencia con la cual se desarrollan depende principalmente de la estructura de sus componentes. A la vez, reflejan en su estructura la distribución y coordinación de las actividades de cada uno de sus componentes. Por ello, la forma en que estos están ordenados depende de criterios de jerarquía; y sus relaciones e interacciones están estrechamente ligadas a los objetivos de la organización en general, conformando así un modelo adaptativo (Gigch, 2006).

Considerando el fundamento de sistemas de organización antes mencionado, en el estado de Chihuahua existe un sistema de organización para el desarrollo forestal sustentable integrado por diversas instancias/actores representados en el Consejo Estatal Forestal, como la instancia estatal consultiva. Además, en esta visión de sistema, el estado cuenta con el Programa de Desarrollo Forestal Sustentable (Gobierno del estado de Chihuahua, Luján-Álvarez, Olivas-García y Vazquez-Alvarez, 2016), como instrumento rector de la política forestal; este programa es incluyente y dinámico con capacidad y flexibilidad ante retos y desafíos que demandan atención oportuna e inmediata. El instrumento establece seis grandes áreas temáticas, entre las cuales se incluye la de *organización y socioeconomía*. En esta área se ha identificado como una de las debilidades la falta de sistemas de administración y organización pertinentes que favorezcan el desarrollo integral del sector.

Aunado a lo anterior, se identifica que el sistema de organización forestal tiene problemas de desarrollo organizacional efectivo, de vinculación, de coordinación, de comunicación y de consolidación de estrategias comunes que favorezcan el desarrollo forestal sustentable en el estado. Ello origina una limitada capacidad de respuesta en el contexto de la globalización económica, tanto a escala nacional como estatal. Por ello, resulta impostergable la atención congruente y consistente a esta necesidad; esa atención debe estar sustentada en una estrategia integral para impulsar el desarrollo organizacional del sector forestal en el futuro.

Objetivo

Realizar un estudio prospectivo del sistema de organización del sector forestal en Chihuahua, para establecer una estrategia integral que impulse el desarrollo del mismo en el contexto de la globalización económica.

Materiales y métodos

El estudio se realizó en el estado de Chihuahua, México, considerando las instituciones/actores que constituyen el sistema de organización forestal estatal. Las unidades de estudio fueron los grupos que integran el sistema de organización del sector forestal, mismos que para motivos del estudio y de acuerdo con la teoría de sistemas abiertos (Johansen, 1982), se agruparon en seis subsistemas: productores forestales, industriales forestales, organizaciones no gubernamentales, organizaciones gubernamentales, instituciones de enseñanza e investigación y servicios técnicos forestales.

Se tomaron como base 19 entidades que constituyen los seis subsistemas del sistema de organización forestal (Tabla 1). Se realizó un censo, entrevistando a cada una de las entidades. Adicionalmente, para el análisis estructural del sistema, en cada subsistema se identificaron informantes clave. Las características que se buscaron en estos informantes clave fueron: ser representante o titular de una institución, tener trayectoria reconocida en el sector forestal del estado de Chihuahua, tener disponibilidad para proporcionar información, tener liderazgo, mostrar interés en el desarrollo forestal sustentable y ser experto en el sistema de organización forestal; de esta manera, se buscó proporcionar confiabilidad a la información obtenida.

El proceso metodológico se desarrolló en tres etapas: 1) diagnóstico del sistema de organización forestal; 2) análisis estructural del mismo; 3) planteamiento de la estrategia integral.

En la primera etapa, las variables consideradas fueron de naturaleza económica, tecnológica, cultural y social, entre otras (Tabla 2), y se tomó como base el marco político institucional, normativo y operacional en el cual funciona este sistema de organización forestal, como un

Tabla 1. Entidades por subsistema y cantidad de entrevistados.

Entidad	*Cantidad*
1 – Organizaciones Gubernamentales Secretaria del Medio Ambiente y Recursos Naturales Comisión Nacional Forestal Procuraduría Federal de Protección al Ambiente Dirección de Desarrollo Forestal de Gobierno del Estado de Chihuahua Consejo Municipal Forestal FIRA Firco Coordinadora Estatal de la Tarahumara Comisión Nacional para el Desarrollo de los Pueblos Indígenas	9
2 – Organizaciones no Gubernamentales (ONG) Cámara Nacional de la Industria Forestal Primera Delegación Chih. W.W.F. México	2
3 – Organizaciones de Productores Forestales Unión de Regiones de Productores Forestales de Chihuahua, A.C.	1
4 – Organizaciones Académicas y de Investigación Universidad Autónoma de Chihuahua Instituto Nacional de Investigaciones Forestales y Agropecuarias Centro de Desarrollo Tecnológico Forestal Parral, S.C. Centro de Investigación para los Recursos Naturales	4
5 – Organizaciones de Técnicos Forestales Asociación Mexicana de Profesionales Forestales, A.C. Sección Chihuahua Colegio de Prestadores de Servicios Técnicos Forestales del Estado de Chihuahua, A.C.	2
6 – Organizaciones de Empresarios Unión De Madereros de Parral	1
Total	19

factor clave para contribuir al ejercicio de la política forestal en el estado de Chihuahua. Adicionalmente, se consideró el resultado de aplicación de entrevistas estructuradas (Rojas, 2002), lo que permitió determinar fortalezas, oportunidades, debilidades y amenazas del sector forestal, así como el futuro más deseable para el sistema de organización. Lo anterior sirvió de base para la construcción de la Visión 2022 con las aportaciones y opiniones de los informantes clave. Por lo tanto, el diagnóstico permitió identificar la situación real del funcionamiento del sistema de organización forestal y la influencia de factores externos en el mismo.

La segunda etapa, aplicación del método de análisis estructural, se realizó de acuerdo con Godet (1993) y Garza-Villegas y Cortez-Alejandro (2011), obteniéndose las relaciones entre las variables que caracterizan al sistema de organización forestal. Estas relacionesfueron estudiadas para identificar las variables estratégicas, es decir, aquellas que son esenciales para la evolución y desarrollo del sistema: las *más motrices*, las que ejercen mayor influencia sobre el resto de las variables que componen el sistema, y las *más dependientes*, aquellas que están más influenciadas por el resto de las variables.

Este análisis comprendió tres fases: 1) Identificación y explicación de variables. Con el apoyo de un grupo de expertos/informantes clave se elaboró una relación de variables, las cuales se consideraron relevantes para el funcionamiento del sistema de organización. Posteriormente, se realizó una explicación de cada una de ellas con el propósito de crear un lenguaje común entre los informantes clave para proceder a la identificación de las relaciones entre variables en el análisis estructural. 2) Matriz de análisis estructural para definición del nivel de interrelación entre variables. El análisis estructural consistió en interrelacionar las variables en una matriz de doble entrada (Tabla 3).

Los expertos definieron la relación causal de los factores integrando la información en la matriz. Por cada pareja de variables se planteó la siguiente pregunta: ¿Existe una relación de influencia directa entre la variable *i* y la variable *j*?, según la respuesta, la correspondencia tomó como base

Tabla 2. Variables de interés para el diagnóstico del sistema de organización, por área temática.

Variables	*Tipo de variable*
Político institucional	
Apoyos gubernamentales	Cualitativa
Normatividad	Cualitativa
Sociocultural	
Tipo de tenencia de los bosques	Cuantitativa
Nivel de educación	Cuantitativa
Económico	
Acuerdos comerciales	Cualitativa
Tecnológico	
Nivel tecnológico	Cualitativa/ Cuantitativa
Servicios técnicos especializados	Cualitativa
Estructura de la organización	
Mecanismos de coordinación interinstitucional	Cualitativa
Estructura de organización para la producción y productividad	Cualitativa
Producto	
Precio	Cualitativa/ Cuantitativa
Calidad	Cualitativa
Nivel de satisfacción de usuarios / consumidores	Cualitativa
Comercialización	
Nivel de integración horizontal / vertical	Cualitativa

las siguientes opciones: 0: no, 1: débil, 2: regular, 3: fuerte y 4: potencial. El llenado de la matriz permitió detallar las influencias que existen entre los diferentes subsistemas. 3) Identificación de variables estratégicas. Estas se identificaron con la aplicación del método MicMac (Matriz de Impactos Cruzados – Multiplicación Aplicada a una Clasificación) (Lipsor, 2004), el cual es un programa de multiplicación matricial aplicado a la matriz estructural.

Los resultados obtenidos después de procesar la matriz en el software MicMac (Lipsor, 2004) se visualizan en el plano motricidad-dependencia., Se encontraron variables desde grado muy influyente y muy dependientes en el funcionamiento del sistema hasta las menos influyentes y menos dependientes, como se ilustra en la figura 1.

Posteriormente, se definieron las variables de acuerdo con su ubicación en el plano de influencias/dependencias directas. A continuación, se describen los tipos de variables según el cuadrante del plano:

- Variables de poder: tienen alta motricidad y baja dependencia; son de las más importantes, y sobre ellas se debe actuar de inmediato en apoyo a las variables estratégicas.
- Variables estratégicas: tienen alta motricidad y alta dependencia. Son clave; cuando no se resuelven se convierten en *cuellos de botella*. Son consideradas fundamentales para fortalecer el funcionamiento del sector.
- Variables independientes: son independientes y a la vez tienen poca motricidad. Se deben atender como problemas aislados.
- Variables de salida: son fuertemente dependientes, no afectan mayormente al resto. Se resuelven de manera automática al resolver las variables de las zonas de poder y de conflicto.

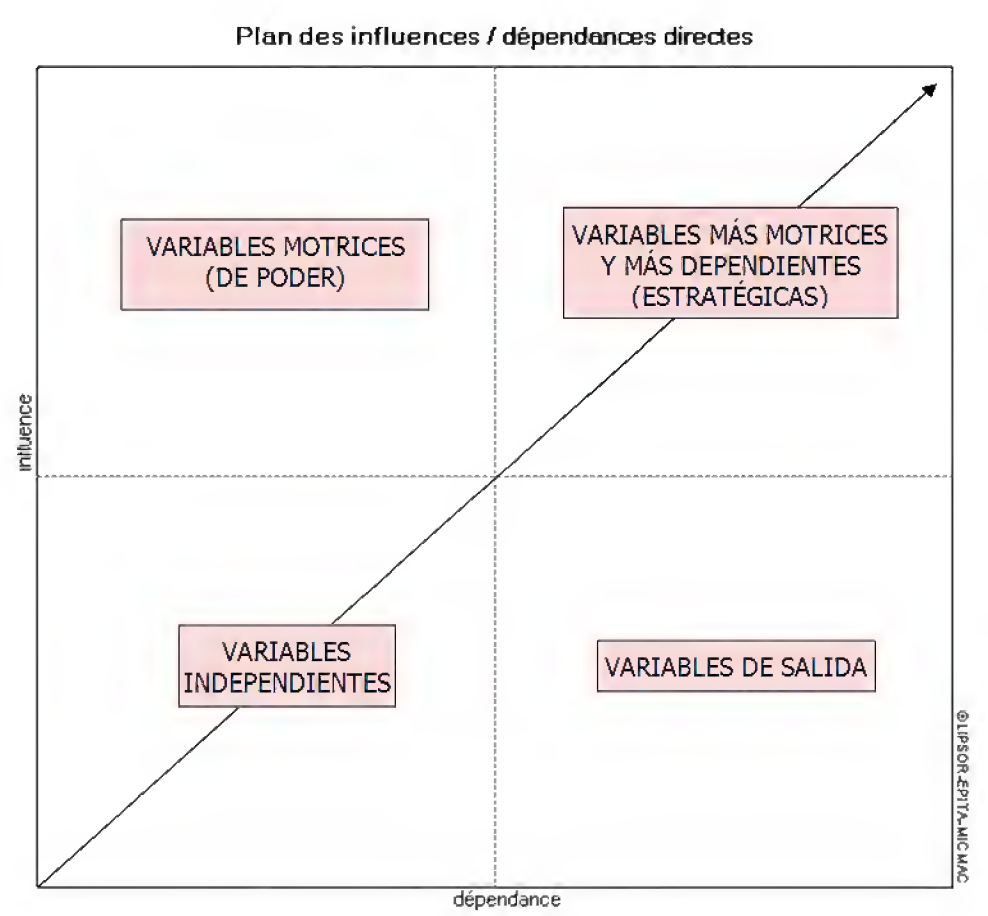


Figura 1. Plano de influencias/dependencias directas.

Fuente: Software MICMAC (Lipsor, 2004).

Tabla 3. Matriz de análisis estructural.

Variable i \ Variable J	*Apoyos gubernamentales*	*Normatividad*	*Tenencia de los bosques*	*Nivel de educación*	*Acuerdos comerciales*	*Nivel tecnológico*	*Servicios técnicos especializados*	*Mecanismos de coordinación interinstitucional*	*....*
Apoyos gubernamentales									
Normatividad									
Tenencia de los bosques									
Nivel de educación									
Acuerdos comerciales									
Nivel tecnológico									
Servicios técnicos especializados									
Mecanismos de coordinación interinstitucional									
....									

Mediante el software MicMac (Lipsor, 2004), se determinó el nivel de motricidad y dependencia de las *variables estratégicas*, consideradas clave y de mayor interés en la operación del sistema. Esto permitió realizar el análisis y la discusión sobre el comportamiento, significado y trascendencia de dichas variables con el mayor nivel de motricidad y dependencia, así como sobre el de aquellas que menor nivel presentaron, considerando su posible impacto en el fortalecimiento del sistema de organización del sector forestal.

Finalmente, la tercera etapa consistió en el planteamiento de la estrategia integral para impulsar el fortalecimiento del sistema organizacional del sector forestal. El análisis estructural aplicado permitió establecer esta estrategia integral para impulsar el desarrollo del Sistema de Organización Forestal en Chihuahua, considerando las *variables estratégi*cas con mayor motricidad y mayor dependencia identificadas, el futuro deseable y las estrategias para lograrlo mencionadas en el apartado del análisis estructural y la visión para el año 2020.

Resultados

Diagnóstico del Sistema de Organización Forestal

El diagnóstico incluyó la caracterización de las siguientes variables estratégicas que identifican el perfil básico de las condiciones de funcionamiento del sistema de organización forestal en el estado de Chihuahua:

Político institucional: normatividad y apoyos gubernamentales

En el contexto nacional, referente a la *política institucional y normativa* en materia ambiental y forestal, el Plan Nacional de Desarrollo 2013-2018 establece como estrategia general elevar la productividad para llevar a México a su máximo potencial (Diario Oficial de la Federación

[DOF], 2013b). En específico, para impulsar el desarrollo del sector ambiental y forestal, existe la Comisión Nacional Forestal (Conafor), responsable de la aplicación de la política de desarrollo forestal sustentable y sus instrumentos, como eje básico de la política forestal nacional. Esta institución atiende operativamente dicha política forestal, aplicando el Programa Nacional Forestal (Pronafor) (Conafor, 2013a), como un instrumento derivado del Plan Nacional de Desarrollo 2013 – 2018. Este instrumento está sustentado en la aplicación e interpretación de la Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable (Conafor, 2010a), la Ley General de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente (DOF, 2013a), así como en el Programa Estratégico Forestal para México 2025 (Conafor, 2010b).

En el ámbito estatal, el Plan Estatal de Desarrollo 2010-2016 (Gobierno del estado de Chihuahua, 2010b) considera en sus objetivos: la promoción del desarrollo regional y competitivo para impulsar la sustentabilidad del sector forestal; promover el desarrollo integral y la competitividad de las actividades económicas forestales; y promover la sustentabilidad de los recursos forestales maderables y no maderables. Adicionalmente, el estado de Chihuahua cuenta con el Programa de Desarrollo Forestal Sustentable 2016 (Gobierno del estado de Chihuahua, *et al.* 2016), siendo el instrumento rector de la política forestal estatal, el cual incluye seis áreas temáticas: a) político Institucional; b) organización y socioeconomía; c) protección, conservación y restauración; d) manejo y aprovechamiento del ecosistema forestal; e) desarrollo industrial y de mercados; y f) educación, capacitación, Investigación y Transferencia de Tecnología.

En relación con los *apoyos gubernamentales*, los principales programas de inversión y apoyos (subsidios) para el sector forestal en el estado provienen de los gobiernos federal y estatal y de la Banca de Desarrollo, a través de la mezcla de recursos. Existen programas que apoyan al sector forestal en el estado, los cuales consideran acciones relacionadas con el desarrollo del sistema de organización forestal, como es el fortalecimiento de capital social y humano y gobernanza y desarrollo de capacidades, entre otros (DOF, 2016). Las principales instituciones que apoyan son: Gobierno del estado de Chihuahua, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Comisión Nacional Forestal, Fideicomiso Instituido en Relación con la Agricultura (FIRA) y Financiera Nacional para el Desarrollo Agropecuario y Forestal, entre otras.

Sociocultural: tipo de tenencia de los bosques y educación

Respecto a la *tenencia de los bosques*, 85% del territorio nacional es de propiedad social, 5% son tierras nacionales y 10% son tierras privadas (Bray, Merino y Barry, 2007). Estas proporciones son ligeramente diferentes en Chihuahua, donde 80% del territorio es de propiedad social; 19% de propiedad privada y 1% nacional (Gobierno del Estado de Chihuahua y Secretaría de Desarrollo Rural, 2004).

Referente a la *educación*, en Chihuahua el grado promedio de escolaridad de la población de 15 años y más es de 9.47 años, lo que equivale a la secundaria concluida. Además, alrededor de 95% de la población de este intervalo de edad está alfabetizada, 2.6% es analfabeta y el resto de la población no fue especificada (Instituto Nacional de Estadística y Geografía [Inegi], 2015). En cuanto a los cuatro municipios con mayor producción forestal en el estado, que son Bocoyna, Guachochi, Guadalupe y Calvo y Madera, la población de 15 años y más para el año 2015 presentó un nivel promedio de escolaridad de 6.4 años, lo cual equivale a la educación primaria concluida, mientras que 20.2% de dicha población no cuenta con escolaridad, lo cual significa un grado alto de analfbetismo, en comparacióncon el resto del estado (Inegi, 2015). También, existe bajo nivel de capacitación en productores e industriales forestales comunitarios.

Economía: acuerdos comerciales

Una ventana de oportunidad para el estado de Chihuahua, es su posición geográfica privilegiada en relación con Estados Unidos de Norteamérica (EUA), así como la infraestructura y la calidad de la mano de obra; lo anterior ha permitido la atracción de inversiones y el desarrollo de empresas locales.

En lo forestal, Chihuahua es el segundo productor de madera en el país, pero en los últimos años, la recesión global afectó fuertemente el consumo de madera, en particular en los mercados más importantes de Europa y Estados Unidos de América. Específicamente, el mercado de madera aserrada en México depende en 70% de las importaciones. En consecuencia, la correspondencia entre la demanda nacional e internacional y la oferta de productos forestales en el estado han sido afectadas desfavorablemente, a esto se suma que han sido escasos los acuerdos comerciales formales existentes (Gobierno del estado de Chihuahua, 2010a).

Tecnología: nivel tecnológico (investigación y desarrollo) y servicios técnicos especializados

Según datos del World Bank (2016), los países que tuvieron más inversión en investigación y desarrollo son los que se ubican en los primeros lugares en Producto Interno Bruto (PIB), como son Israel con 4.5%; Finlandia 3.7%; Suecia 3.6%, Japón 3.4%; República de Corea 3.1%; Suiza 3.8%, Islandia 3%; Dinamarca 2.8%; Estados Unidos de América 2.7% y Alemania con 2.6%. En tanto México, en el mismo rubro ocupa el lugar 67 con una inversión de 0.54% del PIB nacional para el año 2014. Es evidente la reducida asignación de recursos a este rubro en México y, en consecuencia, el limitado nivel de desarrollo en innovación y tecnología, lo cual influye desfavorablemente en el desarrollo forestal sustentable.

En particular respecto al desarrollo tecnológico y servicios técnicos especializados, el Gobierno del estado de Chihuahua, a través de la Dirección de Desarrollo Forestal, desde el año 2012, inició la aplicación del Programa de Modernización de la Industria Forestal Primaria, encaminado a modernizar la infraestructura y procesos del desarrollo industrial forestal de los ejidos y comunidades forestales del estado. Esta iniciativa estatal forestal pretende lograr, entre otros objetivos, los siguientes: incrementar los coeficientes de aprovechamiento maderable entre 15% y 20% para maximizar la rentabilidad de las empresas forestales comunitarias (EFC) y, a la vez, disminuir costos de producción, hacer más eficiente el uso de la energía e incrementar el grado de automatización de los procesos (Gobierno del estado de Chihuahua *et al.* 2016). Sin embargo, la limitada innovación tecnológica ha logrado distanciar al sector forestal de Chihuahua con sus principales competidores.

Estructura de la organización del sistema forestal: producción y productividad y mecanismos de coordinación interinstitucional

El diagnóstico situacional realizado del sector forestal, de acuerdo con su nivel de desarrollo organizacional, indica como principales resultados la ineficiencia en la producción forestal, productividad y comercialización. Lo anterior da como resultado altos costos de producción de la madera y baja competitividad con respecto a los productos de importación; identificándose principalmente algunas de las causas siguientes: limitada organización del sector forestal y coordinación entre sus actores para el desarrollo forestal sustentable, escasa vinculación y asociatividad entre los actores relacionados con las cadenas productivas forestales y bajo nivel de capacitación principalmente en los productores e industriales forestales comunitarios.

Producto forestal: precio y calidad

Existen precios bajos de los productos extranjeros en relación con los nacionales y la competencia desleal por parte de aprovechamientos clandestinos. Esto, entre otros factores, no permite a los productos forestales ser competitivos en precios y ello ha ocasionado una menor demanda de los mismos. A la vez, hay altos costos de producción de la madera y baja competitividad con respecto a los productos de importación.

La venta de madera "*millrun*" es una de las formas más comunes de comercialización de la madera aserrada por ejidos forestales en Chihuahua, ya que son escasos los ejidos que logran realizar el proceso de clasificación y estufado-secado con calidad. Un alto porcentaje de la madera aserrada se vende verde o secada al aire libre. Por ejemplo, es importante hacer notar que el precio de este producto, en el primer trimestre de 2014, en la región

norte de México, presentó el menor valor: MXN$6.68 por cada 2360 cm^3 (1 pie tabla), en contraste con la región centro de MXN$9.00 (Conafor, 2013b).

Comercialización: nivel de integración horizontal y vertical

La percepción de los productores acerca de los efectos de la apertura de mercados en el proceso de la comercialización no es favorable, ya que ellos han sido afectados por la dificultad de competir en dicho proceso. Además, existe una limitada cultura de integración y asociación por parte de los productores, ya que se encontró escasa vinculación y asociatividad entre los actores relacionados con las cadenas productivas forestales.

Por otra parte, el proceso de comercialización se da con la participación de productor-intermediario-consumidor final, que en muchos casos no ofrece las mejores condiciones para el intercambio comercial. En específico, para el nivel de integración de los productores con procesos de transformación, se identifica que predomina la participación productor-mayorista. Además, los ejidos y comunidades forestales no cuentan con investigaciones de mercado y planes para la comercialización de productos forestales. Por ello, los productores forestales deben conseguir mayores niveles de integración horizontal y vertical y mayor competitividad, adoptando una lógica organizativa empresarial y alianzas entre comunidades y empresas (Luján-Álvarez *et al.* 2016).

Fortalezas, Oportunidades, Debilidades y Amenazas (FODA)

Como resultado del diagnóstico, en las tablas 4 y 5 se mencionan las principales oportunidades, amenazas, fortalezas y debilidades del sistema de organización forestal.

Tomando como base las amenazas y las debilidades detectadas, las estrategias que se definen para fortalecer el funcionamiento del sistema de organización forestal están orientadas a potenciar y aprovechar las oportunidades y fortalezas.

De la misma forma, es fundamental aprovechar la experiencia y capacitación de los recursos humanos, y la calidad y disponibilidad de los recursos naturales con que se cuentan en Chihuahua, ya que son una ventaja competitiva importante.

Tabla 4. Oportunidades y amenazas (ambiente externo).

Análisis del ambiente externo	
Oportunidades	*Amenazas*
Posición geográfica de Chihuahua en relación con EUA para acceso al mercado más grande del mundo para comercialización de productos forestales	La importación de productos forestales a más bajo precio y de alta calidad
Apoyos del gobierno estatal y federal con programas para capacitación, compra de maquinaria y mantenimiento de infraestructura caminera, entre otros.	Productos sustitutos que son utilizados en lugar de la madera
Demanda potencial de productos forestales certificados	La inaccesibilidad a la certificación por los altos costos y exceso de trámites.
Alto nivel de desarrollo tecnológico	Crisis económica y mercados globalizados
Normatividad con visión de sustentabilidad	Crecientes niveles de competencia

Definición de la Visión año 2022

La visión planteada fue la siguiente:

El Sistema de Organización Forestal cuenta con una estructura organizacional definida y sólida con alto nivel de participación para el cumplimiento de objetivos del desarrollo forestal sustentable en el estado de Chihuahua. Lo anterior, basado en el fortalecimiento del capital social y humano de las diferentes instituciones que integran el sector forestal estatal. A la vez, el sistema de organización forestal es competitivo en los mercados nacionales e internacionales, mediante la integración de cadenas producti-

Tabla 5. Fortalezas y debilidades (ambiente interno).

Análisis del ambiente del sistema de organización forestal	
Fortalezas	*Debilidades*
Se cuenta con los recursos humanos y naturales para ser competitivos	Desorganización en el funcionamiento del sistema de organización forestal
Conocimiento y experiencia de los diferentes actores que integran el sistema de organización forestal	Limitada coordinación y vinculación interinstitucional
Organización del sector en un Consejo Estatal Forestal que permite comunicación y toma de decisiones conjuntas	Insuficientes fuentes de financiamiento para el desarrollo y transferencia de tecnología
Organización de los silvicultores en asociaciones y estas, a su vez, en Unión de Regiones de Productores Forestales	Falta de aplicación de sistemas de administración holística
Disponibilidad para asociarse entre productores.	Cadena productiva forestal desintegrada e inoperativa

vas que impulsan alta producción, innovación, inversión y certificación forestal, con base en acuerdos y convenios comerciales y en instrumentos de gestión forestal integral, lo que genera alto nivel de bienestar de la población.

Análisis estructural prospectivo del sistema de organización forestal

Determinación de las variables estratégicas y su nivel de impacto: nivel de motricidad y dependencia

Con base en la relación establecida entre las variables analizadas, se generaron las tablas 6 y 7, en ellas se puede observar el porcentaje del valor de motricidad y dependencia de cada una de las variables estratégicas y su significado.

En la tabla 6 se identifican las variables estratégicas analizadas y se resaltan en negritas las que tienen el nivel más alto tanto en motricidad como en dependencia. Estas se caracterizan por ser las más influyentes, pero a la vez las más vulnerablesLos porcentajes mostrados significan que, por ejemplo la variable estratégica "*estructura de organización para la producción y productividad*", ejerce

Tabla 6. Motricidad y dependencia de las variables.

Variables		*Valor de motricidad (%)*	*Valor de dependencia (%)*
ser tec:	Servicios técnicos especializados	9.46	8.88
est de org:	Estructura de organización para la producción y productividad	9.17	9.17
int hor:	Integración horizontal	9.17	8.31
mec coord.:	Mecanismos de coordinación interinstitucional	8.88	8.88
nor:	Normatividad	8.31	7.16
cal:	Calidad	7.45	7.36
n tec:	Nivel tecnológico	7.36	8.60
educación:	Nivel de educación	7.36	6.59
A guber:	Apoyos gubernamentales	6.88	8.02
acuerdos:	Acuerdos comerciales	6.88	7.36
pre:	Precio	5.44	7.16
ten bos:	Tenencia de los bosques	6.88	5.73
nivel sat:	Nivel de satisfacción de los consumidores	6.02	6.02

Principales variables con mayor motricidad y dependencia.

influencia directa en 9.17% (motricidad) del total de las 13 variables estratégicas estudiadas en el sistema de organización forestal. En relación con el valor de dependencia de esta misma variable (9.17%), significa que sufre impactos (influencias) directos de 9.17% del total de las variables estratégicas estudiadas en el sistema. Las variables estratégicas identificadas con mayor motricidad y mayor dependencia son clave para alcanzar el futuro deseado del sistema de organización forestal, ya que cualquier variación en ellas, tendrá efectos en las variables de las demás zonas (Fig. 2).

Al observar el plano de relaciones directas, se observa en conjunto un sistema inestable debido a una concentración importante de variables estratégicas en el cuadrante de mayor motricidad y mayor dependencia, toda vez que cualquier acción sobre una de ellas repercute en el conjunto de las demás y se vuelve sobre sí misma.

Además de las variables estratégicas más motrices y más dependientes ya descritas, se identifican otras variables complementarias según el cuadrante en que se ubican

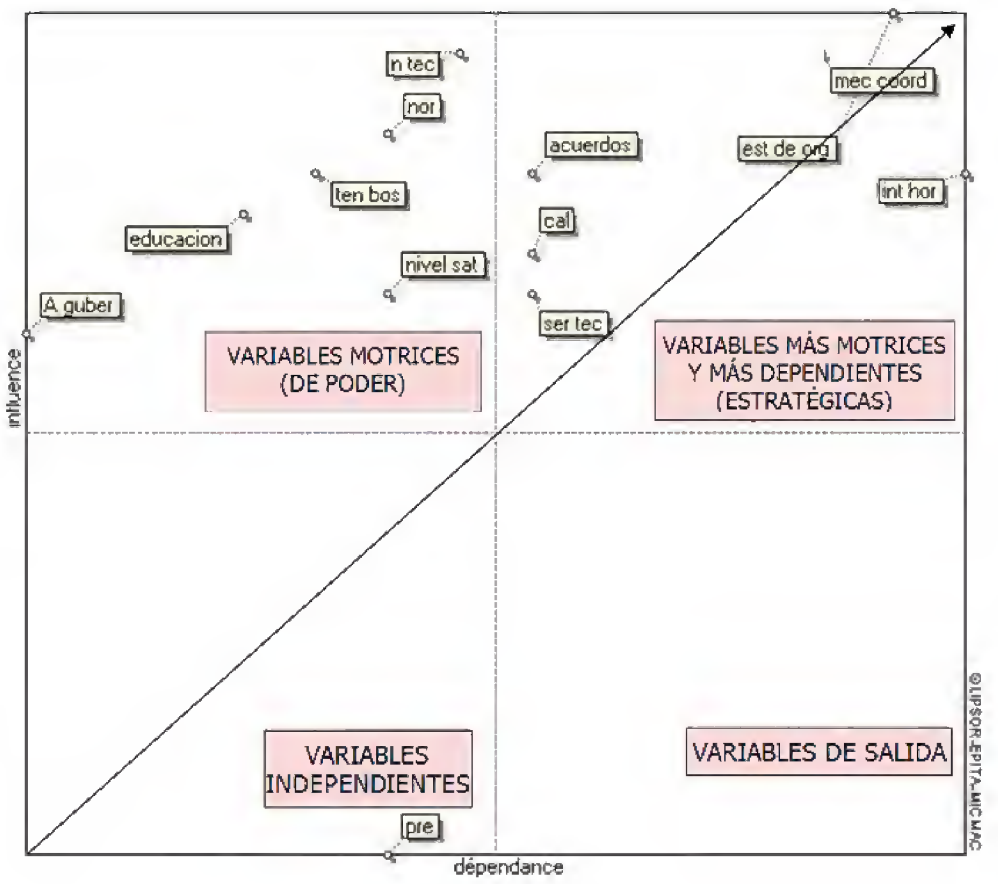


FIGURA 2. Distribución de las variables clave en el plano de influencias/dependencias directas.

Fuente: Software MICMAC (Lipsor, 2004.) con base en opiniones de los expertos.

TABLA 7. Significado de las variables estratégicas con más motricidad y más dependencia.

Variable	*Significado*
Estructura de organización para la producción y productividad	Nivel de organización y colaboración entre las instituciones/actores que componen el sistema de organización forestal para lograr los objetivos de productividad desde el punto de vista económico, social, ambiental y tecnológico, entre otros.
Mecanismos de coordinación interinstitucional	Elementos para la búsqueda de un objetivo común, como son: liderazgo, comités, grupos de trabajo, unidades de coordinación, procesos, rotación interna, presupuestos, indicadores de gestión y comunicación interna.
Integración horizontal/vertical	Articulación entre las instituciones/actores del sector forestal para potenciar recursos, esfuerzos y capacidades que permitan ser más competitivos.
Servicios técnicos especializados	Asesoría en la formulación, ejecución, evaluación y dictamen de programas, proyectos y estudios, sobre manejo, producción, diversificación productiva, transformación, industrialización, comercialización, capacitación, asistencia técnica y lo relacionado con el servicio gerencial y asesoría legal.
Acuerdos comerciales	Convenio, tratado o cualquier otro acuerdo por medio del cual dos o más instituciones nacionales y/o internacionales se comprometen a efectuar acciones conjuntas para mejorar su intercambio comercial.

Tabla 8. Estrategia integral para impulsar el desarrollo del Sistema de Organización Forestal en Chihuahua.

Variable	*Futuro deseado*	*Estrategia*
Estructura de organización para la producción y productividad	- Fortalecimiento de la organización y vinculación efectiva entre los actores del sector con objetivos definidos para satisfacer necesidades económicas, sociales, ambientales que permitan alcanzar un nivel de competitividad.	- Definir líneas de comunicación - Determinar procedimientos de gestión eficientes - Adecuar políticas de gestión y administración holística - Definir las instituciones de apoyo y su función sustantiva - Contar con una política de base que sustente y controle las acciones realizadas
Mecanismos de coordinación interinstitucional	- Existencia de uniones y organizaciones con fines comunes. - Fortalecimiento de los Consejos Forestal Estatal y Municipal.	- Crear organizaciones regionales de productores que faciliten la gestión y sean beneficiados con apoyos - Vincular a las instituciones de investigación y desarrollo tecnológico con los programas de apoyo existentes para atender a las necesidades identificadas - Logar un nivel de coordinación funcional entre federación, estado, municipio y sociedad en general
Integración vertical y horizontal	Integración y funcionamiento de cadenas productivas forestales y creación de alianzas estratégicas para el desarrollo forestal sustentable mejorando el nivel de competitividad.	- Establecer mecanismos eficaces que promuevan y fortalezcan alianzas estratégicas y cadenas productivas - Fomentar el establecimiento de esquemas de comercialización para productores y empresas forestales comunitarias de pequeña escala - Poner en marcha un programa de capacitación en administración empresarial y gestión
Servicios técnicos especializados	- Alta disponibilidad y calidad de prestadores de servicios técnicos capacitados para otorgar servicios de aprovechamiento, conservación y restauración de recursos forestales. - Contratos precisos y específicos sobre las tareas que deben desempeñar los servicios técnicos. - Los prestadores de servicios técnicos colaboran en la definición y puesta en marcha de actividades que las unidades de manejo forestal deben realizar para el fortalecimiento de los predios forestales. - Los prestadores de servicios técnicos, los productores y las asociaciones aplican programas de manejo forestal sustentable, conservación y recuperación de áreas forestales.	- Mejorar la elaboración y aplicación de los programas de manejo forestal sustentable - Consolidar los servicios técnicos forestales regionales con los servicios técnicos forestales a nivel predial - Promover la oferta de servicios técnicos forestales que apoyen al productor para una mejor selección de los mismos e impulsar a los productores que contraten servicios técnicos de profesionales del ramo - Avalar los mecanismos de contratación de los prestadores de servicios que garanticen el costo y la calidad de los servicios prestados - Establecer y operar un programa de capacitación para prestadores de servicios técnicos
Acuerdos comerciales	Establecimiento y operación de acuerdos/convenios comerciales que permitan incursionar en mercados nacionales e internacionales con mejores niveles de competitividad.	- Desarrollo de capacidades de gestión y visión empresarial - Creación y funcionamiento de un sistema de información sobre mercados forestales y ambientales

de acuerdo con su nivel de motricidad y dependencia, siendo las siguientes (Fig. 2): a) Variables motrices de poder: son variables de entrada fuertemente motrices y poco dependientes; estas determinan el funcionamiento del sistema, ya que en el tiempo se pueden convertir en motores o frenos del sistema; b) Variables de salida: son las variables que indican los resultados del funcionamiento del sistema; son poco influyentes y muy dependientes; se pueden asociar a indicadores de evolución; c) Variables independientes: son variables autónomas con escasa motricidad y escasa dependencia; no influyen significativamente sobre las otras ni son influidas por ellas.

Establecimiento de la estrategia Integral para el fortalecimiento del sistema de organización forestal

Tomando en consideración la relación de influencias directas entre las variables estratégicas, en la tabla 8 se describen las variables estratégicas más importantes relacionadas con el comportamiento actual y futuro deseable del desarrollo del sistema de organización del sector forestal; de tal forma, que la influencia que se pueda ejercer sobre estas variables explicará la evolución del sistema en estudio. Además, para cada variable estratégica se define el futuro deseable y se plantean las estrategias específicas para tratar de alcanzarlo.

DISCUSIÓN

Diagnóstico de las variables estratégicas relacionadas con el funcionamiento del sistema de organización forestal en el estado de Chihuahua

El diagnóstico de las variables estratégicas sobre el funcionamiento del sistema de organización forestal en el estado de Chihuahua muestra que, en el aspecto político institucional (normatividad y apoyos gubernamentales), estas se sustentan en los instrumentos de la política forestal nacional y estatal y el marco legal forestal, así como en la estrategia gubernamental para el ejercicio de programas de apoyo, con el objeto de impulsar el fortalecimiento del capital social y humano, así como la promoción de una gestión integral, como eje fundamental para el funcionamiento del sistema de organización forestal.

Además, considerando que "*apoyos gubernamentales*" es una variable estratégica de poder, identificada en el sistema de organización forestal, se requiere que instituciones gubernamentales apoyen con efectividad para un mejor funcionamiento del sistema de organización forestal para avanzar en el desarrollo forestal sustentable, promoviendo un empoderamiento de las comunidades forestales. Sin embargo, existe ineficiente y excesiva aplicación de la normatividad forestal, haciendo inoperantes e inoportunos los procesos de gestión para la normatividad y los apoyos gubernamentales. Esto coincide con lo indicado por Luján-Álvarez, Olivas-García, González-Hernández, Gómez-Soto y Cuatle-Coyac (2008), quién menciona que la normatividad y las gestiones excesivas, los programas de apoyo ineficientes y el exceso en los procesos burocráticos en las dependencias federales y estatales llegan a ser limitantes en el impulso del desarrollo forestal sustentable. Por lo tanto, es necesario aplicar la normatividad y apoyos gubernamentales con criterios de eficiencia, eficacia y efectividad.

Respecto a lo *Sociocultural (tipo de tenencia de los bosques y educación),* en Chihuahua predomina el tipo de propiedad social (80%): ejidos y comunidades; a través del tiempo, estos han sido poblados por gente de escasos recursos económicos, en particular la Sierra Tarahumara. Esta condición ha tenido influencia en el funcionamiento del sistema de organización forestal dada su diversidad cultural y la tenencia de los bosques. Esta aseveración coincide con lo indicado por Martínez-Juárez, Almanza-Alcalde, y Urteaga-Castro (S/F), quienes mencionan que en la Sierra Tarahumara, del total de los 21 municipios que la integran, 17 son de mayor presencia indígena, donde coinciden los niveles de pobreza y marginación más altos del estado, como ejemplo se pueden mencionar Batopilas, Bocoyna, Carichí, Chínipas, Guachochi, Guadalupe y Calvo, Guazapares, Urique y Uruachi, entre otros. Parte de esto se explica debido a que históricamente no se ha respetado la cosmovisión y cultura tarahumara, por lo

que social y económicamente han sido los menos favorecidos y simultánemente el no respeto a la cosmovisión tarahumara, prinicipalmente por empresas forestales privadas, ha traído consecuentemente mayor degradación forestal. Esto se relaciona con lo establecido por Bray *et al.* (2007), quienes señalan que es necesario respetar las formas culturales para un mejor desarrollo sustentable del bosque, considerando a la vez que la distribución del poder y el ingreso tanto por las autoridades como por grupos locales tienen un efecto directo en el ingreso que recibe la comunidad en su conjunto, dependiendo de las reglas de manejo interno para beneficio social (Pérez-Cirera y Lovett, 2006).

Por otra parte, en referencia a la *educación* considerada como una variable de poder en el análisis estructural del sistema de organización forestal, Azarcoya-González (S/F) menciona que la inversión en capital humano es una estrategia que proporciona resultados a corto y mediano plazo. Algunos ejidos y comunidades forestales disponen de fondos, aunque no suficientes; otros deberán ser apoyados por los programas gubernamentales existentes para desarrollar capacidades a corto, mediano y largo plazo. Esta necesidad se fortalece por lo indicado por Inegi (2015), ya que refiere que el promedio de escolaridad equivale a la educación primaria concluida, mientras que 20.2% no cuenta con escolaridad, lo cual significa un grado alto de analfabetismo relacionado con el resto del estado.

Referente a lo *Económico (acuerdos comerciales),* México ha estado históricamente a la vanguardia en comunidades forestales manejando sus propios recursos forestales para la producción comercial de madera, en relación con otros países que tienen propiedad común en sus recursos forestales (Stone y D'Andrea, 2001).Por ello se hace necesario identificar cada vez más las oportunidades que presenta el mercado nacional e internacional, como un complemento indispensable a las buenas prácticas productivas para la competitividad de las empresas forestales comunitarias (Chapela, 2012). En específico, Chihuahua se ha posicionado a partir de su excelente ubicación geográfica y logística para la atención de los principales mercados mundiales. Sin embargo, los esfuerzos realizados en lo forestal han sido importantes, pero no suficientes para lograr un desarrollo económico moderno y competitivo que favorezca a ejidos y comunidades forestales con visión de sustentabilidad.

En relación con la *Tecnología (nivel tecnológico y servicios técnicos especializados),* el soporte de la investigación, desarrollo tecnológico e innovación (I+T+I) para el desarrollo forestal sustentable ha sido limitado, principalmente por la desorganización y recursos económicos limitados. Por lo anterior, en Chihuahua, el nivel tecnológico existente en los diferentes eslabones de la cadena productiva forestal llega a ser, en su mayoría, obsoleto en equipo y maquinaria utilizada; tal es el caso de la mayoría de los aserraderos que están funcionado en el estado. Esta condición tecnológica no es congruente con el impacto de la globalización económica y la necesidad de impulsar los niveles de competitividad.

En específico para el sector forestal, y con el objeto de disminuir el rezago tecnológico y elevar los niveles de competitividad de la industria del aserrío, el Gobierno del Estado de Chihuahua, a través de la Dirección de Desarrollo Forestal, desde el año 2012 inició la aplicación del Programa de Modernización de la Industria Forestal Primaria, encaminado a modernizar la infraestructura y procesos del desarrollo industrial forestal de los ejidos y comunidades forestales (Gobierno del estado de Chihuahua *et al.* 2016). Por lo tanto, el Gobierno estatal considera como una prioridad impulsar la investigación científica y tecnológica, así como la innovación aplicada a los sectores productivo y social para fortalecer el funcionamiento del sistema de organización forestal (Foro Científico y Tecnológico, A.C., Gobierno del Estado de Chihuahua y Consejo Estatal de Ciencia y Tecnología de Chihuahua, 2014).

Por otra parte, respecto a la e*structura de la organización del sistema forestal: producción y productividad y mecanismos de coordinación interinstitucional,* estas fueron dos de las variables estratégicas más motrices y más dependientes. Ha sido manifiesta la ineficiencia e ineficacia en los procesos de producción, productividad y comer-

cialización forestal, dando como resultado altos costos de producción de la madera y baja competitividad con respecto a los productos de importación. Algunas de las principales causas de esta ineficiencia e ineficacia son las siguientes: limitada organización y coordinación entre sus actores para el desarrollo forestal sustentable, ineficientes e ineficaces procesos de transformación primaria y secundaria, escasa vinculación y asociatividad entre los actores relacionados con las cadenas productivas forestales y bajo nivel de capacitación principalmente en los productores e industriales forestales comunitarios. Lo anterior, tiene relación con lo establecido por Luján *et al.* (2016), quienes señalan que la resistencia a los cambios por parte de los productores forestales y la falta de liquidez han limitado fundamentalmente el desarrollo en la organización comunitaria y administración de las empresas forestales comunitarias.

Por ello, para que una comunidad o ejido pueda organizarse por sí mismo como una empresa comercial, depende, entre otros aspectos, de la tenencia de la tierra, la organización social, experiencia y capacidades comunitarias y recursos (Antinori y Bray, 2005). En la medida que se logre armonizar este conjunto de factores se fomentará un nivel de organización comunitaria y además se facilitarán los mecanismos de coordinación intercomunitaria e interinstitucional y, por lo tanto, avanzar en el fortalecimiento del funcionamiento del sistema de organización forestal de Chihuahua. En consecuencia, las políticas de desarrollo forestal nacional y estatal deben apoyar aún más la descentralización en la toma de decisiones y generar una dinámica más efectiva de coordinación interinstitucional para impulsar el desarrollo integral. Esto, sobre todo si se refiere al contexto de la Sierra Tarahumara, sabiendo de antemano que la comunidad indígena conoce su hábitat y formas propias de gobierno con mayor profundidad que los profesionales, pero desconoce las leyes y normas vigentes (Pérez-Cirera y Lovett, 2006; Gobierno del estado de Chihuahua *et al.* 2016).

En relación con el *producto forestal (precio y calidad) y comercialización (integración horizontal y vertical),* tomando en cuenta que el precio es una de las variables con menor motricidad y menor dependencia en el sistema de organización forestal, el bajo precio de los productos importados es uno de los principales factores que influyen como efecto de la apertura global de mercados, debido a que los precios locales son más altos; esto por los altos costos de producción en las empresas forestales comunitarias (Gobierno del estado de Chihuahua, 2010b). Por ello, una de las estrategias clave que se deben impulsar es el desarrollo integral y la competitividad de las actividades económicas forestales por medio de los productores e industriales forestales, a través de la asociatividad/alianzas. Lo anterior aun cuando existe poca cultura de integración, ya que es necesario poner en marcha estrategias de comercialización como la concentración de volúmenes de productos forestales para su comercialización y búsqueda de mejores opciones de precios más justos y nuevos mercados.

Análisis estructural del sistema de organización forestal

En primer término, se logró aplicar la prospectiva como disciplina y como método para el desarrollo del estudio. Esto permitió la generación de información estratégica para la toma de decisiones y procesos de mejora continua, en concordancia con lo indicado por Arango-Morales, Garza-Villegas, Cuevas-Pérez, Leyva-Cordero y Estrada-Camargo (2013), y constituye una base para el desarrollo del sistema de organización forestal.

De acuerdo con el propósito de este estudio y la visión establecida al 2022, del total de variables estratégicas *más motrices y más dependientes,* se identificaron cinco con mayor significado estructural y alta influencia y dependencia en el funcionamiento del sistema (Garza-Villegas y Cortez-Alejandro, 2011). Estas variables estratégicas fueron: *estructura de organización para la producción y productividad, mecanismo de coordinación interinstitucional, integración horizontal/vertical, servicios técnicos especializados y acuerdos comerciales.* Con el objeto de impulsar la puesta en marcha de dichas variables estratégicas, y visualizadas como un todo en el sistema, es necesario contar con el apoyo del gobierno federal, a través de la Comi-

sión Nacional Forestal con su programa Pronafor (2014-2018); con este apoyo se fortalecen las *variables de poder* como son básicamente: *apoyos gubernamentales y educación*. La contribución de estas variables permitirá mover el estatus actual que tienen las variables estratégicas (Tabla 6) para favorecer el desarrollo futuro del sistema de organización forestal, pues se encuentran en la zona de poder y representan un factor dominante para influir favorablemente en el desempeño del sistema de organización forestal (Garza-Villegas y Cortez-Alejandro, 2011).

Para lograr lo mencionado en el párrafo anterior, el Gobierno del estado de Chihuahua, a través de la Dirección Forestal, apoya aspectos relacionados con la capacitación para la organización y administración forestal y modernización de la industria forestal, entre otros. Con ello se favorecerá el fortalecimiento del desarrollo de las variables estratégicas antes mencionadas. Adicionalmente, en relación con el apoyo a la *educación forestal*, Chihuahua tiene diferentes instituciones de educación superior, como la Universidad Autónoma de Chihuahua-Facultad de Ciencias Agrícolas y Forestales, la Universidad Tecnológica de la Tarahumara y el Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, con enfoque hacia el desarrollo forestal sustentable, lo que puede favorecer implícitamente el funcionamiento del sistema de organización forestal.

Por lo tanto, se establece que las variables estratégicas que presentaron mayor nivel de motricidad y mayor dependencia (*estructura de organización para la producción y la productividad, mecanismos de coordinación interinstitucional y servicios técnicos especializados*), constituyen los pilares fundamentales. Al operarlas, proporcionarán fortaleza al desarrollo futuro del sistema de organización del sector forestal, ya que representan la detonación de una inmediata capacidad de respuesta con mayores posibilidades de éxito en el corto plazo. De esta manera se favorecerá dicho sistema de organización por medio del fortalecimiento del liderazgo, grupos de trabajo, unidades de coordinación, procesos organizacionales, rotación interna, ejercicio presupuestal, indicadores de gestión y comunicación interna, entre otros.

Adicionalmente, para sustentar la puesta en marcha de las tres variables estratégicas, en su conjunto, con mayor motricidad y mayor dependencia, es determinante la incorporación del ejercicio de la variable estratégica "*Servicios Técnicos/Administrativos Especializados*". Esta variable también presentó un nivel alto de motricidad y dependencia (9.46% y 8.88%, respectivamente), constituyéndose en un factor facilitador en el ejercicio de asesoría en la formulación, ejecución, evaluación y dictamen de planes, programas y proyectos sobre manejo, producción, diversificación productiva, transformación, industrialización, comercialización, capacitación, asistencia técnica y lo relacionado con el servicio empresarial-gerencial y asesoría legal respectiva. De esta manera contribuye así al fortalecimiento de la estructura de organización y los mecanismos de coordinación interinstitucional, ya que en efecto, como lo establece el Centro de Estudios Regionales-(2003) en su experiencia del análisis prospectivo del sector maderero en la región forestal del Maule, cualquier acción sobre estas variables repercutirá sobre las otras y su efecto sobre ellas podrá ampliar o desactivar el impulso inicial.

Estrategia integral para impulsar el desarrollo del Sistema de Organización Forestal en Chihuahua

El planteamiento de la estrategia integral promueve el fortalecimiento del sistema de organización forestal y su impacto en el desarrollo forestal sustentable como eje de la política forestal en Chihuahua, sustentado en tres principios básicos indicados por Luján-Álvarez, Olivas-García y Hernández-Salas (2016): pensamiento estratégico, visión holística y democracia participativa. Contiene un orden estructural en la secuencia de cada una de las variables estratégicas establecidas, en congruencia con su nivel de motricidad y dependencia para sustentar estratégicamente el desarrollo del sistema de organización forestal. Esto requiere de acciones específicas de coordinación integral que garanticen su puesta en marcha, así como una buena convivencia y consenso entre los actores del sistema de organización y sus objetivos definidos. Un ejemplo específico de estas acciones será reforzar los procesos de comu-

nicación y fortalecimiento de capital social y humano a través del trabajo en equipo y comunicación, coincidiendo con lo sugerido por Suárez (2014).

La estrategia integral atiende fundamentalmente cuatro dimensiones: a) manejo sustentable de los recursos forestales (ecológica); b) creación y fortalecimiento de estructuras organizacionales, fomento a la cultura forestal y la participación activa de las comunidades en la toma de decisiones (social); c) diversificación de procesos de transformación de las materias primas forestales e incremento de la rentabilidad de las actividades (económica) y d) ejercicio de una política forestal rectora, así como la simplificación de los procesos de gestión, ante las diversas instancias relacionadas con el desarrollo (político institucional).

Por consiguiente, la estrategia integral propuesta impulsa el fortalecimiento del desarrollo organizacional del sistema con visión sistémica, así como la coordinación y vinculación interinstitucional, coincidiendo con lo establecido por Garza-Villegas y Cortez-Alejandro (2011), quienes indican sobre el incremento en la efectividad, a partir de la generación de información estratégica para la toma de decisiones con rumbo y visión sistémica. Eso reconociendo la participación activa de las comunidades en la toma de decisiones contemplado en la LGDFS (DOF, 2003) y en el Programa Estratégico Forestal para México 2025 (PEF) (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales-Comisión Nacional Forestal, 2001).

De no atenderse esta estrategia integral, se genera incertidumbre en el desarrollo del futuro deseable del sistema de organización forestal debido a que el sector forestal en Chihuahua y los mercados son cada vez más exigentes, sobre todo desde el punto de vista ambiental, económico y social, y resulta más difícil acceder a estos mercados de forma individual (Centro de Estudios Regionales, 2003).

Conclusiones

- El sistema de organización forestal en Chihuahua se caracteriza porquesu comunicación interinstitucional, coordinación y vinculación entre los actores que lo integran, así como su cultura de asociatividad para el desarrollo forestal sustentable, como eje de la política forestal, son limitadas. Esto que ha dado como resultado una limitada capacidad de respuesta a las demandas de competitividad tanto nacional como internacional.
- El análisis estructural realizado facilitó la determinación de variables estratégicas con mayor motricidad y mayor dependencia, lo que permitirá detonar y fortalecer el desarrollo prospectivo de este sistema de organización forestal en Chihuahua. Las variables estratégicas más importantes son estructura de la organización para la producción y productividad, mecanismos de coordinación interinstitucional, servicios técnicos, integración horizontal y vertical y acuerdos comerciales.
- Es necesario impulsar el diseño y puesta en marcha de políticas y acciones estratégicas entre los diversos actores del sector forestal con una visión de conjunto que fortalezcan el desarrollo organizacional, la coordinación y mecanismos de vinculación.
- Se necesita el establecimiento de un plan estratégico participativo para el desarrollo del sistema de organización forestal en el estado, acorde con su visión establecida en el largo plazo, considerando con alto nivel de prioridad la operación de las variables estratégicas con mayor nivel de motricidad y mayor dependencia indicadas.
- Es necesario impulsar la estrategia integral establecida para fortalecer procesos de liderazgo, comunicación, coordinación y vinculación y asociatividad entre los diversos actores en el sistema de organización forestal, que faciliten su desarrollo con visión holística y competitiva y avanzar en los desafíos que presenta el sector forestal.

Referencias

Antinori, C. y Bray, D. (2005). Community forest enterprises as entrepreneurial firms: economic and institutional perspectives. *World Development, 33*(9), 1529–1543.

Arango-Morales, X. A., Garza-Villegas, J. B., Cuevas-Pérez, V. A., Leyva-Cordero, O. y Estrada-Camargo, M. (2013).

Estudio exploratorio de variables a través de análisis estructural MIC MAC en la prestación del servicio en la Administración Pública Municipal de Monterrey, México. *Revista Internacional Administración y Finanzas, 6*(2), 88.

Azarcoya-González, B. (s.f.). *La Sierra Tarahumara, el bosque y los pueblos originarios: estudio de caso de Chihuahua (México)*. Roma, Italia: FAO.

Bray, D., Merino, L. y Barry, D. (2007). *Los bosques comunitarios de México. Manejo sustentable de paisajes forestales*. Mexico, D.F.: Instituto Nacional de Ecología.

Comisión Nacional Forestal [Conafor]. (2013a). *Programa Nacional Forestal (PRONAFOR)*. Recuperado de www.conafor.gob.mx/portal/index.php/tramites-y-servicios/pronafor.

Comisión Nacional Forestal [Conafor]. (2013b). *Sistema de precios de productos forestales maderables (SIPRE). Sistema Nacional de Información Forestal*. Recuperado de www.cnf.gob.mx:8080/snif/portal/economica/sipre.

Comisión Nacional Forestal [Conafor]. (2010a). *Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable*. Recuperado de www.conafor.gob.mx:8080/documentos/docs/4/305Ley%20General%20de%20Desarrollo%20Forestal%20Sustentable.pdf.

Comisión Nacional Forestal [Conafor]. (2010b). *Programa Estratégico Forestal para México 2025*. Recuperado de www.conafor.gob.mx:8080/documentos/docs/4/307Programa%20Estrat%C3%A9gico%20Forestal%202025.pdf.

Chapela, G. (2012). *Problemas y oportunidades en el mercado para las empresas sociales forestales en México*. Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sustentable, Universidad Autónoma de Chapingo y USDA. Datos no publicados

Diario Oficial de la Federación [DOF] (2016). *Reglas de operación del Programa Nacional Forestal 2017*. Secretaría de Gobernación. Recuperado de http://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5467941yfecha=28/12/2016

Diario Oficial de la Federación [DOF] (2014). *Programa Nacional Forestal (PRONAFOR) Diario Oficial de la Federación, 28-04-2014*. Recuperado de http://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5342498yfecha=28/04/2014

Diario Oficial de la Federación [DOF] (2013a). *Ley del equilibrio ecológico y de protección al ambiente. Última Reforma DOF 07-06-2013*. Cámara de Diputados del H. Congreso de la Unión. México, D.F.

Diario Oficial de la Federación [DOF] (2013b). *Plan Nacional de Desarrollo 2013-2018. Diario Oficial de la Federación, 20-05-2013*. Recuperado de htpp://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/compila/pnd/PND_2013-2018_20may13.doc

Diario Oficial de la Federación [DOF] (2003). *Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable*. México: Congreso de la Unión.

Foro Científico y Tecnológico, A.C., Gobierno del Estado de Chihuahua y Consejo Estatal de Ciencia y Tecnología de Chihuahua. (2014). *Diagnósticos estatales de ciencia, tecnología e innovación "Chihuahua"*. México.

Garza-Villegas, J. B. y Cortez-Alejandro, D. V. (2011). El uso del método MICMAC y MACTOR, análisis prospectivo en un área operativa para la búsqueda de la excelencia operativa a través del Lean Manufacturing. *Innovaciones de Negocios, 8*(16), 335-356.

Gigch, J. (2006). *Teoría General de Sistemas* (3a ed.). México: Trillas.

Gobierno del Estado de Chihuahua, Luján-Álvarez, C., Olivas-García, J. M. y Vázquez-Alvarez, S. (2016). *Programa de Desarrollo Forestal Sustentable Chihuahua 2015*. Chihuahua, México: Gobierno del Estado de Chihuahua, Secretaría de Desarrollo Rural, Dirección de Desarrollo Forestal.

Gobierno del estado de Chihuahua (2010a). *Programa sectorial 2010-2016*. Chihuahua, México: Secretaría de Economía.

Gobierno del estado de Chihuahua. (2010b). *Plan Estatal de Desarrollo 2010-2016*. Chihuahua, Chih.: Gobierno del estado de Chihuahua.

Gobierno del Estado de Chihuahua. (2004). *Programa de desarrollo forestal sustentable del estado de Chihuahua*. Chihuahua, México: Secretaría de Desarrollo Rural.

Centro de Estudios Regionales (2003). *Análisis prospectivo de cuatro casos de estudios regionales*. Talca, Chile: Universidad de Talca-Gobierno de Chile.

Godet, M. (1993). *De la anticipación a la acción: Manual de prospectiva y estrategia*. Barcelona: Alfa Omega-Marcombo.

Instituto Nacional de Estadística y Geografía [Inegi] (2015). *Encuesta intercensal 2015*. Recuperado de www.inegi.org.mx/sistemas/tabuladosbasicos/default.aspx?c=33725y

Johansen, B. O. (1982). *Introducción general a la teoría de sistemas*. México: Limusa.

Lipsor. (2004). MICMAC [Software de cómputo]. Recuperado de www.3ie.org/lipsor/micmac.htm

Luján-Álvarez, C., Olivas-García, J. M., González-Hernández, H. G., Vázquez-Álvarez, S., Hernández-Díaz, J. C. y Luján-Álvarez, H. (2016a). Desarrollo forestal comunitario sustentable en la región norte de México y su desafío en el contexto de la globalización. *Madera y Bosques, 22*(1), 37-51. doi: 10.21829/myb.2016.221476

Luján-Álvarez, C., Olivas-García, J. M. y Hernández-Salas, J. (2016b). Modelo socioecológico participativo para el desarrollo forestal comunitario sustentable en el estado de Chihuahua, México. *Relaciones, 145*(Invierno), 221-249.

Luján-Álvarez, C., Olivas-García, J. M., González- Hernández, H. G., Gómez-Soto, O. y Cuautle-Coyac, M. A. (2008). Desarrollo forestal sustentable en Chihuahua, México: una estrategia multidimensional. *Región y Sociedad, XX*(42), 95-117.

Martínez-Juárez, V., Almanza-Alcalde, H. y Urteaga-Castro Pozo, A. (s.f.). Diagnóstico sociocultural de diez municipios de la Sierra Tarahumara. Instituto Nacional de Antropología e Historia-Alianza Sierra Madre.

Pérez-Cirera, V. y Lovett, J. C. (2006). Power distribution, the external environment and common property forest governance: a local users group model. *Ecological Economics, 59*(2006), 341-352.

Rojas, S. R. (2002). Guía para realizar investigaciones sociales (3ª ed.). México: Plaza y Valdés Editores.

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales-Comisión Nacional Forestal. (2001). *Programa Estratégico Forestal para México 2025*. Recuperado de http://era-mx.org/biblio/PEF_2025.pdf

Stone, R. y D'Andrea, C. (2001). *Tropical forests and the human spirit: Journeys to the brink of hope*. Berkeley and Los Angeles: University of California Press.

Suárez, R. S. (2014). *Método MICMAC – Análisis estructural para la toma de decisiones*. Recuperado de https://mprende.es/2014/09/12/metodo-micmac-analisis-estructural-para-la-toma-de-decisiones/

World Bank. (2016). *World Development Indicators 2016*. doi: 10.1596/978-1-4648-0683-4.

Manuscrito recibido el 14 de junio de 2016.
Aceptado el 31 de marzo de 2017.

Este documento se debe citar como:
Vázquez-Álvarez, S., Luján-Álvarez, C., Olivas-García, J.M., González-Hernández, H.G. y Luján-Álvarez, H. (2017). Prospectiva del sistema organizacional del sector forestal en Chihuahua, México. *Madera y Bosques*, *23*(2), 205-222. doi: 10.21829/myb.2017.2321646

doi:10.21829/myb.2017.2321512
Madera y Bosques vol. 23, núm. 2: 225-235 Verano 2017

Variation of carbon uptake from forest species in Mexico: a review

Variación de captura de carbono de especies forestales en México: una revisión

Marín Pompa-García[1]* and José Ángel Sigala-Rodríguez[2]

1 Universidad Juárez del Estado de Durango. Facultad de Ciencias Forestales. Durango, Durango, México.

2 Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias. Campo Experimental Valle del Guadiana. Durango, Durango, México.

* Corresponding author. mpgarcia@ujed.mx

Abstract

Currently, assessing carbon content in forest species is considered essential for programs designed to mitigate global warming. Although in Mexico these studies are becoming more numerous, we still do not know the state of the art in this scientific field. To our knowledge there is a lack of a systematic synthesis of the current condition of carbon sequestration from forest species in Mexico. This would be a useful baseline for scientists interested in further developing carbon studies. The aim of the present study is to analyze the variations of carbon uptake in Mexican forest species. From a comprehensive literature review of indexed journals and specialized databases, this study records the efforts made to record carbon storage rates in Mexican forests based on species, tree components, regions and ecosystems. The results identify those areas that are frequently the subject of research, as well as where opportunities exist and where efforts should be targeted, particularly in rainforests that have been the subject of very few research studies. This study to generate the first Mexican data base that summarizes state of the art data on the topic under study and contributes to a better understanding of potential functional relationships between diversity and carbon sequestration in forest ecosystems in Mexico.

Keywords: carbon-content, carbon-storage, CO_2, database, Mexican forest, trees.

Resumen

Actualmente, evaluar contenido de carbono en especies forestales es considerado esencial en programas diseñados para mitigar el calentamiento global. Aunque en México estos estudios son cada vez más numerosos, aún no se conoce el estado del arte en este campo científico. A consideración de los autores, se carece de una síntesis que sistematice las condiciones actuales de captura de carbono a partir de especies forestales en México. Esto podría ser una línea base útil para científicos interesados en desarrollar más estudios de carbono. El objetivo del presente estudio fue analizar las variaciones de captura de carbono en especies forestales mexicanas. A partir de una exhaustiva revisión de literatura de revistas indexadas y bases de datos especializados, este estudio registra los esfuerzos hechos para documentar las tasas de almacenamiento de carbono en los bosques mexicanos, según las especies, compartimentos del árbol, regiones y ecosistemas. Los resultados identifican aquellas áreas que frecuentemente son sujetas de investigación, así como aquellas donde existen áreas de oportunidad y hacia donde se deben dirigir los esfuerzos de investigación, particularmente en las selvas donde se han realizado pocos estudios. Este estudio genera la primera base de datos mexicana que resume el estado del arte en el tópico bajo estudio y contribuye a un mejor entendimiento de las potenciales relaciones funcionales entre diversidad y captura de carbono en los ecosistemas forestales en México.

Palabras clave: contenido de carbono, almacenamiento de carbono, CO_2, base de datos, bosques mexicanos, árboles.

Introduction

People worldwide recognize that forest ecosystems serves as a major carbon sink and as the major biological scrubber of atmospheric greenhouse gases and particularly; thus, this ecosystem is capable of sequestering large amounts of atmospheric carbon dioxide (Cunha-e-Sá, Rosa and Costa-Duarte, 2013; Dhillon and von Wuehlisch, 2013). Global CO_2 emissions continue to increase (International Energy Agency [IEA], 2011). According to the International Energy Agency (IEA, 2015), global carbon-dioxide (CO_2) emissions reached a record high of 32.2 gigatonnes (Gt) in 2013 (e.g. 2.17% more than in 2012).

In this regard, many efforts are being made to improve the estimation of forest carbon (C) stocks worldwide as a prerequisite to accurately assessing the contribution of forest ecosystems to the net global carbon budget (Zhang, Wang, Wang and Quan, 2009; Babst *et al.*, 2014; Poulter *et al.*, 2014). Prominent studies have demonstrated that assuming generic simplification (such as tree biomass consisting of 50% carbon) may produce misleading estimates (Ravindranath and Ostwald, 2008; Martin and Thomas, 2011; Castaño-Santamaría and Bravo, 2012). As a result, Thomas and Martin (2012) conducted a comprehensive synthesis of existing literature and presented a global synthesis of carbon content in tissues of live trees. Their findings have reduced the uncertainty of carbon calculation and may reduce biases such estimates of forest carbon stock and fluxes in forest systems.

The Mexican forests have been documented as diverse in terms of species (Sarukhán *et al.*, 2009) and have great potential as a carbon sink (Torres-Rojo and Guevara-Sanginés, 2002; Comisión Nacional Forestal , 2012), and therefore they represent an opportunity to contribute to refining assessments of carbon variability across Mexico's ecosystems. Many studies for Mexico use a constant value for carbon concentration (often 50%) to model carbon flux in different ecosystems, providing a limited understanding of the role of forests as carbon sink zones (Lamlom and Savidge, 2003).

Consequently, it is important to review and highlight the contribution of Mexican literature on this issue. The systematization of this collection in a database would provide an overview to identify the background, knowledge gaps and trends that research has taken, depending on the tree species, geographical region and ecosystem, among other data.

Objectives

In this study, we aimed to comprehensively review the existing literature related to forest tree species in Mexico to (1) evaluate variation in wood carbon concentration across taxonomic groups and climatic regions in Mexico; (2) document the general scope of carbon storage of aboveground biomass for each type land use, and (3) make this comprehensive review easily available using internet technology.

Materials and methods

A systematic review of the literature was conducted using major databases such as the Web of Science, Science Direct, Google Scholar, Sistema Regional de Información en Línea para Revistas Científicas de América Latina, el Caribe, España y Portugal and Scientific Electronic Library Online. Different combinations from a predefined list of keywords were used, such as "carbon," "tree," "carbon content," "concentration," "aboveground carbon," "terrestrial ecosystems," "forest species" and "Mexico." Papers in indexed and peer-reviewed journals that were published until December 2016 were included. All gray literature (theses, technical reports, conference abstracts, seminars and scientific meetings) was excluded from the search.

In order to ensure the reliability and comparability of the review data, it was confirmed that the papers included the following criteria: 1) the description of the site and ecosystem where the study was conducted; 2) the land use type was specified; 3) where appropriate, the botanical name of families or studied species were provided; 4) tree or shrub species were included, and 5) estimates of carbon storage in the study site were explicitly described in megagrams per hectare in a given case, to document the concentration of carbon (%) in the biomass of the species

Table. 1. Scientific journals that published articles related to the evaluation of storage capacity and carbon concentration in tree species of forest ecosystems.

Journal	*Country*	*1996-2000*	*2001-2005*	*2006-2010*	*2011-2016*	*Total*
Agrociencia	Mexico		1	2	2	5
Agroforestry Systems	International Soc.			1	1	2
Arid Land Research and Management	International Soc.			1		1
Avances en Investigación Agropecuaria	Mexico				1	1
Bosque	Chile				2	2
Carbon Balance and Management	International Soc.			1		1
Ciencia UANL	Mexico		1	1	1	3
Colombia Forestal	Colombia				1	1
Ecology	United States	1	1			2
Ecosistemas y Recursos Agropecuarios	Mexico				1	1
Forest Ecology and Management	United States			2		2
Forest Systems	Spain				1	1
Foresta Veracruzana	Mexico		2	2		4
Forestry	United States			1		1
Interciencia	Venezuela			1	1	2
Madera y Bosques	Mexico		2	2	3	7
Phyton-International Journal of Experimental Botany	Argentina				1	1
PlosONE	International Soc.				1	1
Ra Ximhai	Mexico			1		1
Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente	Mexico		1	1	5	7
Revista Fitotecnia Mexicana	Mexico			3		3
Revista Latinoamericana de Recursos Naturales	Mexico			2	2	4
Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas	Mexico				3	3
Revista Mexicana de Ciencias Forestales	Mexico				10	10
Terra Latinoamericana	Mexico		1	1		2
Tropical and Conservation Science	International Soc.				1	1
Tropical and Subtropical Agroecosystems	Mexico				1	1
Wetlands Ecology and Management	International Soc.				1	1
Total		**1**	**9**	**22**	**39**	**71**

studied. We use the term "concentration" explicitly when referring to elemental concentrations in wood or leaf tissue (Whitehead, 2000).

A database was created with 71 records of studies related to the evaluation of carbon storage and concentration in tree species of different ecosystems in Mexico. Papers published in 28 journals were found that were produced by 14 national publishers and where 73.2% of the studies were published. Published papers correspond to the last 20 years. Most papers (39) have recently been published during the last five years (Table 1).

Data from each document was recorded in a database using Microsoft Access 2010 and Microsoft Excel, and was compiled so it could be accessed on a website. The complete database is available as supplementary material (Tabular_data_provided_as_supplementary_material.xls). Each record was classified by species, genus, family, ecosystem, land use system and Mexican state where the study had been conducted; also, a full reference citation including the journal information was recorded for each study.

For statistical analysis, each record was reclassified by assigning the field for taxonomic group with one of two values (conifer, broadleaf species) and another field related to the climatic region with one of two values (temperate, tropical/subtropical). Moreover, each record was assigned the value of the concentration of carbon per species mentioned by the author.

Results

Ecosystems studied

From the papers found, 25 (30%) are related to studies in coniferous tree ecosystems, the most frequently studied ecosystem. The second most frequently studied ecosystem is pine-oak forest with 18 papers. The least explored ecosystems were *Quercus* forests and evergreen rain forest (Fig. 1). Families most frequently mentioned in the studies are Pinaceae, Fagaceae and Fabaceae. Moreover, *Pinus* (Pinaceae), *Acacia* (Fabaceae) and *Quercus* (Fagaceae) were the most frequently genera mentioned in the studies.

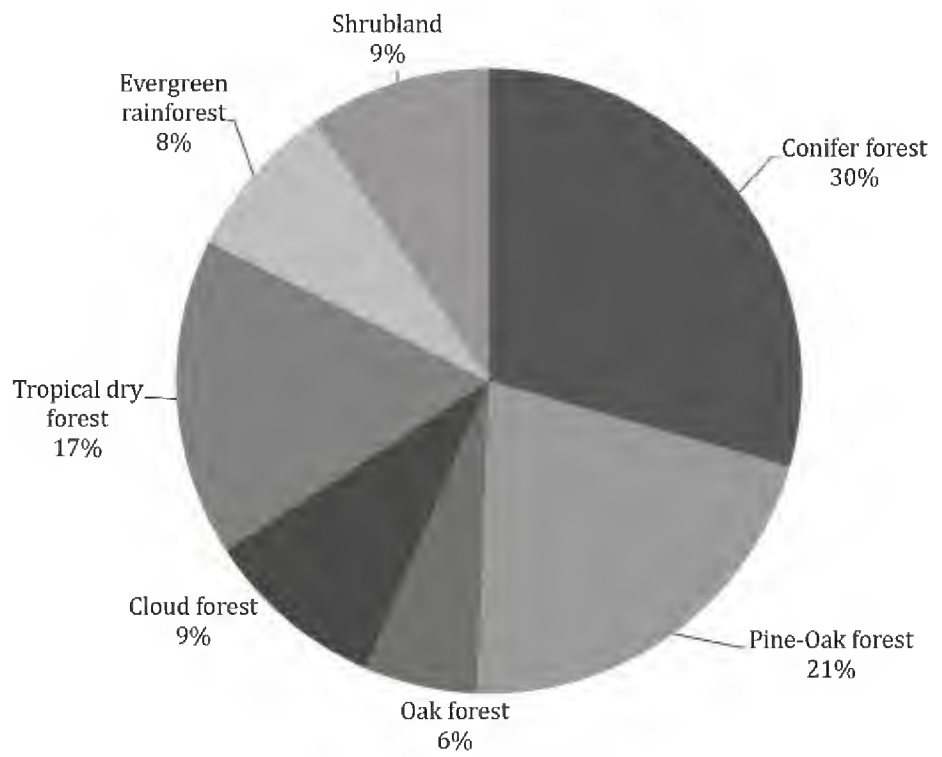


Figure 1. Main ecosystems documented by number of studies conducted.

Geographically, the largest number of studies has been conducted in the states of Veracruz (11) and Nuevo Leon (10) (Fig. 2). In Veracruz, the 11 studies are mainly conducted on plant communities of dry forests and cloud forest; meanwhile, in Nuevo Leon 10 studies have been particularly conducted on the Tamaulipan thornscrub, as well as on pine-oak forests.

Concentration of carbon in aerial biomass

From the papers analyzed here, 60 contain information related to the concentration of carbon (%) in biomass at the species level or for other taxonomic groups. A fraction of predefined carbon value or taken from another bibliographic reference was used in 34 documents. In contrast, only 26 papers specify the concentration of carbon in the biomass of the species, estimated by chemical analysis in the laboratory. Broadleaved species were most frequently analyzed and are mainly represented in tropical/subtropical climates, while coniferous species were represented in temperate climates (Table 2).

In those laboratory studies that determined the concentration of carbon, we found an overall average of 47.7%, which coincides with the value predetermined by the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC,

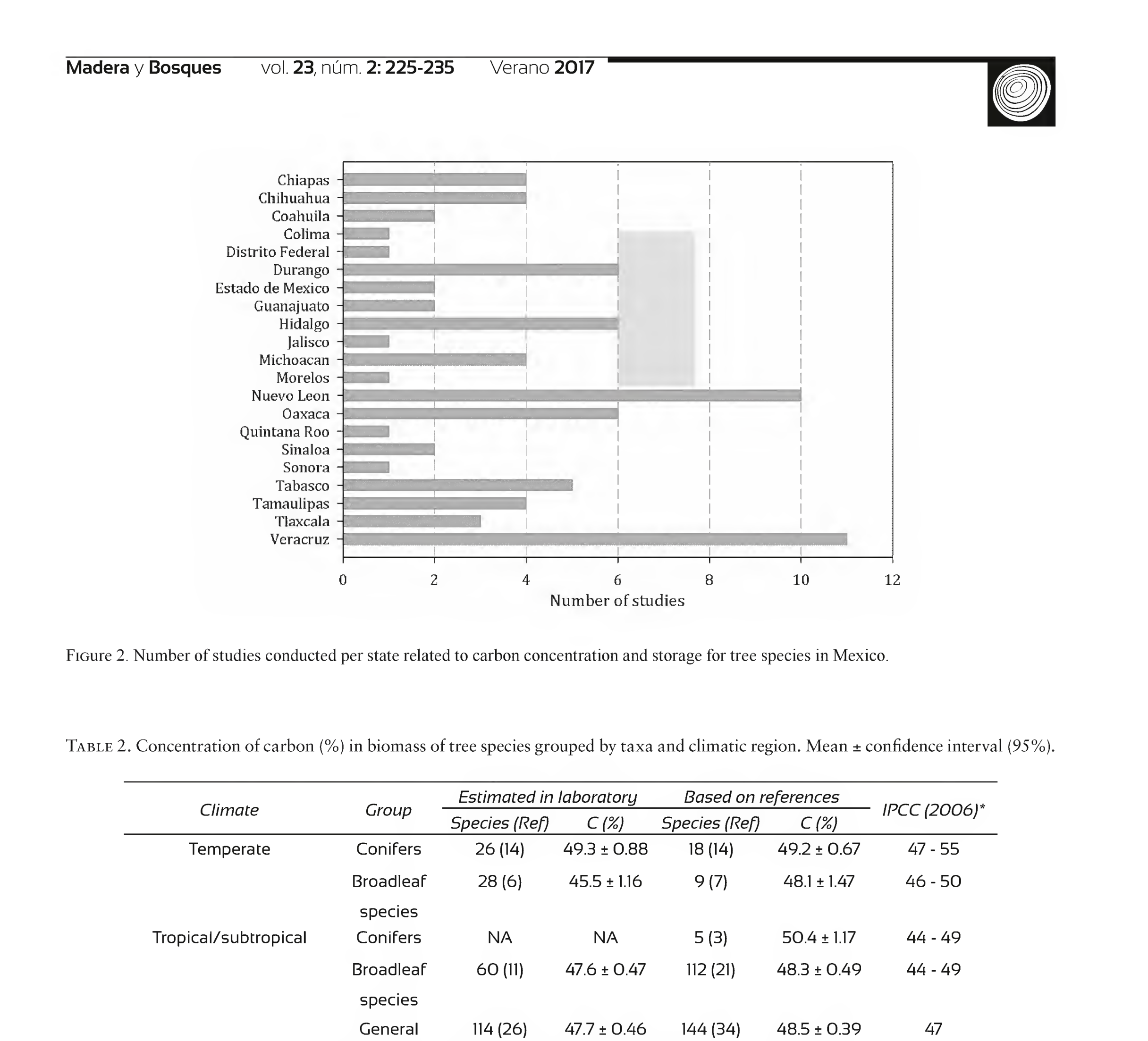


FIGURE 2. Number of studies conducted per state related to carbon concentration and storage for tree species in Mexico.

TABLE 2. Concentration of carbon (%) in biomass of tree species grouped by taxa and climatic region. Mean ± confidence interval (95%).

Climate	*Group*	*Estimated in laboratory*		*Based on references*		*IPCC (2006)**
		Species (Ref)	*C (%)*	*Species (Ref)*	*C (%)*	
Temperate	Conifers	26 (14)	49.3 ± 0.88	18 (14)	49.2 ± 0.67	47 - 55
	Broadleaf species	28 (6)	45.5 ± 1.16	9 (7)	48.1 ± 1.47	46 - 50
Tropical/subtropical	Conifers	NA	NA	5 (3)	50.4 ± 1.17	44 - 49
	Broadleaf species	60 (11)	47.6 ± 0.47	112 (21)	48.3 ± 0.49	44 - 49
	General	114 (26)	47.7 ± 0.46	144 (34)	48.5 ± 0.39	47

*Fraction of carbon in aboveground forest biomass defined by the Intergovernmental Panel on Climate Change (Intergovermental Panel on Climate Change [IPCC], 2006). Ref = number of references, C (%) = concentration of carbon in aerial biomass, NA = Not available.

2006) for estimating carbon in aerial forest biomass (Table 2). In general, no differences in the concentration of carbon between species of temperate and tropical/subtropical climates ($F = 0.03$, $p = 0.867$) are shown; however, significant differences were found between taxonomic groups ($F = 39.88$, $p < 0.0001$), with the highest concentration of carbon in conifers (49.3%) when compared with broadleaved species (46.5%) (Fig. 3).

A temperate forest has high concentrations of carbon in biomass, particularly in *Pinus* species. Silva-Arredondo and Návar-Cháidez (2009) found the highest values for *Pinus engelmannii*, *Pinus cooperi* and *Pinus teocote*. The genus *Juniperus* also has high concentrations of carbon, with values ranging from 49 to 51.2%, reported by Yerena-Yamallel *et al.* (2012), Jiménez-Pérez, Treviño-Garza and Yerena-Yamallel (2013), Razo-Zárate *et al.*

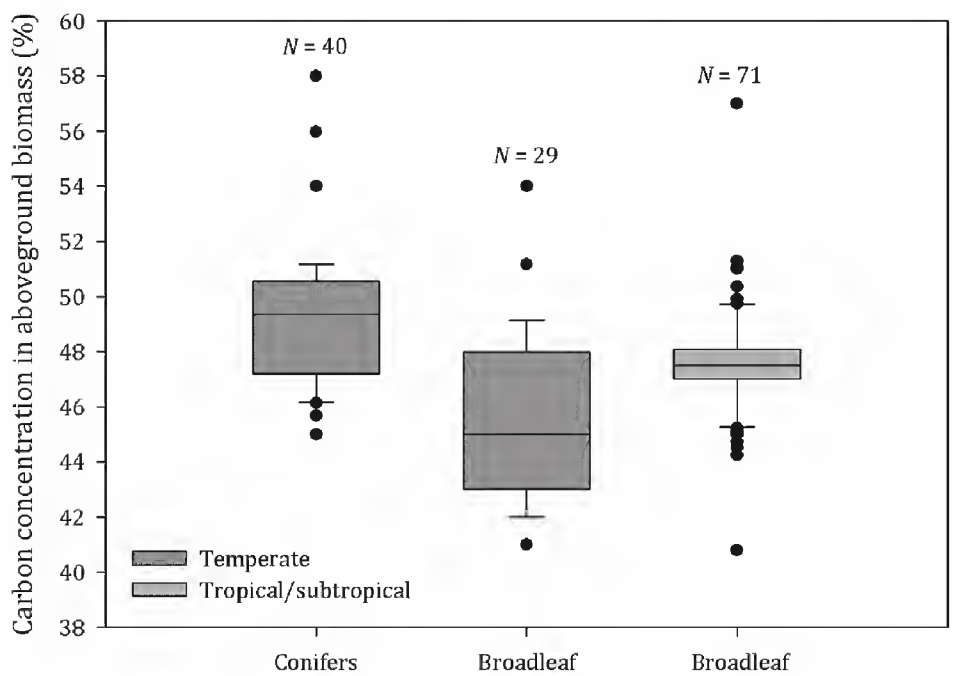


FIGURE. 3. Comparison of the concentration of carbon in forest biomass of selected species determined by laboratory analysis of samples.

N = number of values reported at the species level (in some cases a single species was included more than once).

(2015). Moreover, from the same group of conifers, Razo-Zárate, Gordillo-Martínez, Rodríguez-Laguna, Maycotte-Morales and Acevedo-Sandoval (2013) and Razo-Zárate, Gordillo-Martínez, Rodríguez-Laguna, Maycotte-Morales and Acevedo-Sandoval (2015) reported that *Abies religiosa* had lower concentration of carbon (45%).

From the group of broadleaved species from temperate regions, the genus *Quercus* had an average carbon value of 48.5% (Silva-Arredondo and Návar-Cháidez, 2009, Aguirre-Calderón and Jiménez-Pérez, 2011, Jiménez-Pérez *et al.*, 2013) while species of this group with lower concentrations of carbon correspond to different shrubby species as stated by Razo-Zárate *et al.* (2015) in *Abies* forest.

In regions with tropical/subtropical climates, we found studies with carbon analysis in laboratory were limited to only broadleaved species, which had concentrations between 40.8% and 57%. The highest concentration was recorded for *Gliricidia sepium* (Villanueva-López, Martínez-Zurimendi, Casanova-Lugo, Ramírez-Avilés and Montañez-Escalante, 2015) and the lowest concentration was documented for *Inga jinicuil* in temperate deciduous forest (Hernández-Vásquez *et al.*, 2012).

The Fabaceae family was the most well-represented in this group of species, which is reported to have an average of 47.7% of carbon in biomass; the genera with relatively high carbon values were *Gliricidia*, *Caesalpinia* and *Swartzia* (Bautista-Hernández and Torres-Pérez, 2003; Jaramillo *et al.*, 2003; Villanueva-López *et al.*, 2015). In addition, the genus *Acacia* (Fabaceae) had a higher frequency, although lower concentration of carbon (45.9%) (Yerena-Yamallel *et al.*, 2012) (see supplementary material).

Carbon storages in forest ecosystems

Figure 4 shows a comparison of carbon storages or reservoirs in forest ecosystems classified by plant community. The vegetation types with higher carbon stocks are coniferous forests (106 Mg ha^{-1}) and evergreen rainforest (106.9 Mg ha^{-1}), although the latter have a greater variation because of different land uses, reported as being up to 353 Mg ha^{-1} in primary natural forests (Bautista-Hernández and Torres-Pérez, 2003). Scrubland has the lowest average carbon reserves (12.5 Mg ha^{-1}) with maximum values of up to 28.7 Mg ha^{-1} in subtropical scrubland (Ordóñez *et al.*, 2008).

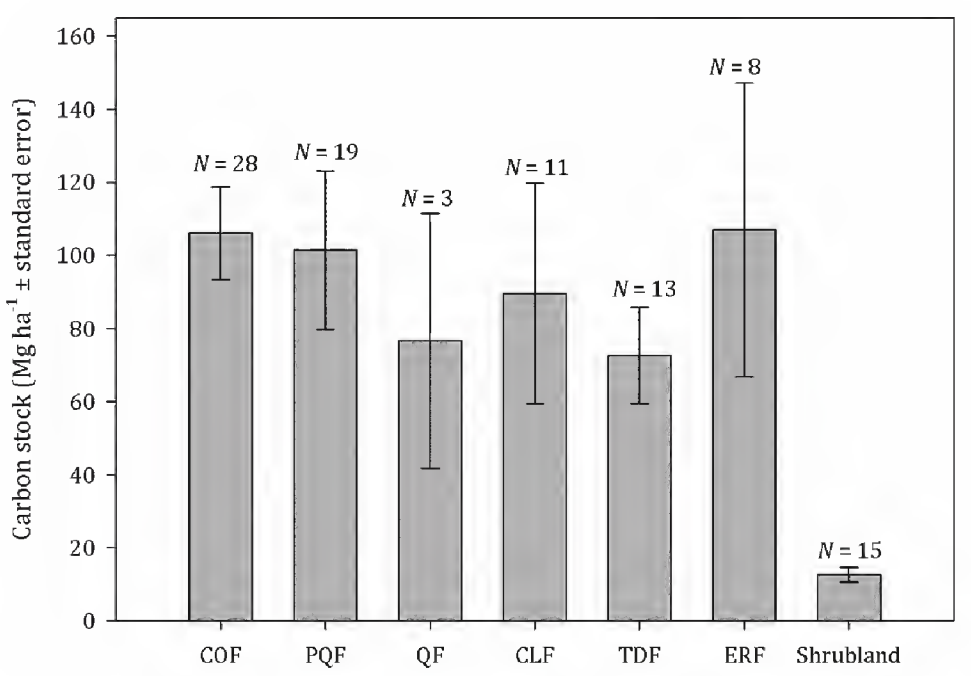


FIGURE. 4. Storage rates of aboveground carbon per vegetation type.

QF = Oak Forest, COF = Coniferous Forest, PQF = Pine-Oak Forest, CLF = Cloud forest, ERF = Evergreen rainforest, TDF = Tropical Dry Forest. *N* = number of references used to obtain the average.

However, wide variation has also been observed in carbon storage rates according to the land use type in forest ecosystems. It is noted that Natural Protected Areas have the highest carbon stocks in aerial biomass with average values of 135.3 Mg ha^{-1}, and with values recorded by Pineda-López *et al.* (2013) of up to 171.9 Mg ha^{-1} in *Abies* Forests. Primary forests and forests under management are also shown to have significant reserves of aboveground carbon, whose documented stocks averaged 105.1 Mg ha^{-1} and 115.4 Mg ha^{-1}, respectively. Other land uses with lower carbon storage rates are secondary forests (51.2 Mg ha^{-1}), reforestation areas and commercial plantations (45.6 Mg ha^{-1} – 62.8 Mg ha^{-1}) and agroforestry systems (35.8 Mg ha^{-1}) (Fig. 5).

Discussion

In general, carbon storage rates have been documented most frequently for both coniferous and pine-oak forests; however, commercially valuable species have attracted the most interest and are well documented. Moreover, few studies have estimates carbon stocks in rainforests, particularly in evergreen rain forests, although the largest source of emissions of greenhouse gases in these regions is derived from the degradation and deforestation in these ecosystems (Gibbs *et al.*, 2007).

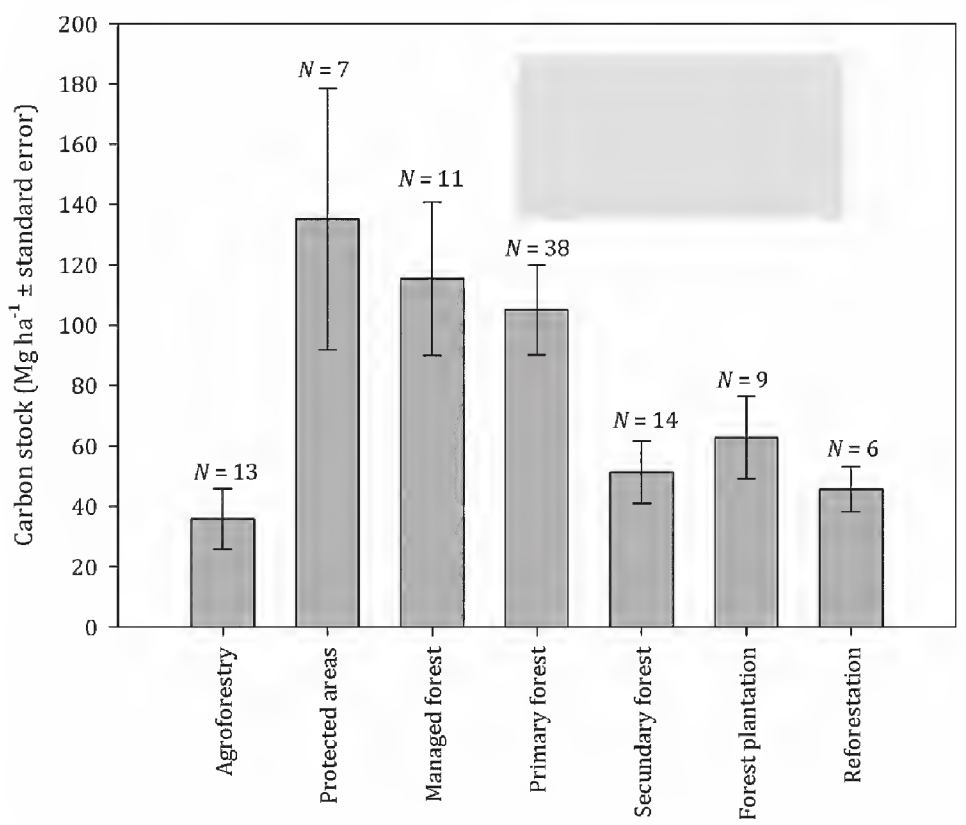


Figure. 5. Storages of aboveground carbon based on land use type in forest ecosystems.

N = number of references used to obtain the average.

This review shows that differences exist in the concentration of carbon between conifers and broadleaf species, coinciding with the findings of Lamlom and Savidge (2003) for North American species, and with recent revisions made by Weedon *et al.* (2009) and Thomas and Martin (2012) in species from different climatic regions worldwide. These differences can be attributed to some extent to a higher concentration of nonstructural carbohydrates in wood of conifers (Hoch *et al.*, 2003; Johnson *et al*, 2012.), or to the difference in the composition of lignin between angiosperms and gymnosperms (Campbell and Sederoff, 1996).

In contrast, no differences in the concentration of carbon were observed between forests of different climatic regions. However, a higher concentration of carbon in tropical/subtropical climates was reported for broadleaved species. For example, Villanueva-López *et al.* (2015) quantified a proportion of 57% of carbon contained in the total biomass of *Gliricidia sepium*. Nevertheless, this carbon concentration is much higher than the value reported (44%) by Alvarado, Rodríguez and Cerrato (2007) for the same species in Costa Rica. In this sense, Ordóñez *et al.* (2015) mentioned that the properties of wood are variable and that attributes can change according to the local conditions such as geographical area and climate, even in tropical species. Elias and Potvin (2003) remark that trunk carbon concentration across species varies with environmental and/or growth factors.

Regarding carbon stocks for different ecosystems, coniferous and dry forests have the highest values per unit area; although tropical forests have greater variation that is attributable to the limited number of studies in these areas. In contrast, shrubland had lowest carbon stocks. This coincides with a recent analysis on carbon storage and fluxes in Mexico, where the results show that rainforests had higher stocks and productivity values, while shrubland had lower values (Murray-Tortarolo *et al.*, 2016). Furthermore, Baral, Malla and Ranabhat (2009) report that there is considerable variation in aboveground carbon storage rates depending on the type of vegetation

and its geographical location; however, accumulation rates strongly depend on the successional stage, growth conditions or dynamic disturbance in forests.

Moreover, protected natural areas had the highest values of aboveground carbon. In this regard, Sharma *et al.* (2013) mentioned that the conservation of natural ecosystems for the purpose of maintaining ecological integrity contributes to the mitigation of climate change; however, these areas are also at high risk of carbon loss because of the effects of forest fires or pests that cause mass woodland death.

Another option for using land with high carbon stocks is to use it as sustainably managed forestland. Under this scheme, site productivity and changes in use are the main factors related to the capture and storage of aboveground carbon (Gonzalez-Benecke *et al.*, 2015). Similarly, when comparing primary natural forests with high average carbon storage values with secondary forests, the secondary forests in tropical ecosystems have been shown to have only 40% as much carbon stored when compared with primary forests (Stas, 2014).

Although several studies have mentioned agroforestry as a land use with a high potential for carbon sequestration, in this review we found this forest type to have the lowest average of carbon stock; during this review, we found that Nair, Kumar, and Nair (2009) noted that the methodologies for estimating carbon in agroforestry systems are generally not rigorous, leading to inaccurate calculations. However, plantations, reforestation and agroforestry systems are options that must continue to be used in efforts to reduce rates of deforestation and may contribute significantly to climate change mitigation (Masera, Cerón and Ordoñez, 2001).

Conclusions

In Mexico, most studies that have estimated carbon in biomass have been based on generic concentrations of carbon (50%) without differentiating between the carbon storage rates of various species. However, taxonomic groups should at least be considered when attempting to define the most appropriate carbon fraction used to estimate carbon stocks in forest ecosystems. In this review, we identified the need for more extensive studies of carbon at an ecosystem level, particularly in rainforests, where only a small number of studies have been conducted, which results in greater ambiguity in the reported carbon stocking rates. With this synthesis, we contribute to our understanding of the role of different forest ecosystems as carbon reservoirs and can recommend management options that contribute more aggressively to greater carbon capture and storage.

Acknowledgments

Funding was provided by UJED and Conacyt (222522). We also thank the editors and anonymous reviewers for their valuable comments.

References

Aguirre-Calderón, O. and Jiménez-Pérez, J. (2011). Evaluación del contenido de carbono en bosques del sur de Nuevo León. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales, 2*(6), 73–84.

Alvarado, M. F., Rodríguez, J. C. and Cerrato, M. (2007). Concentración de carbono y nitrógeno a seis frecuencias de poda en *Gliricidia sepium* y *Erythrin*a sp. *Tierra tropical, 3*(2), 139-148.

Babst, F., Alexander, M. R., Szejner, P., Bouriaud, O., Klesse, S., Roden, J., Ciais, P., Poulter, B., Frank, D., Moore, D. J. P. and Trouet, V. (2014). A tree-ring perspective on the terrestrial carbon cycle. *Oecologia*, *176*, 307–322. doi: 10.1007/s00442-014-3031-6

Baral, S. K., Malla, R. and Ranabhat, S. (2009). Above-ground carbon stock assessment in different forest types of Nepal. *Banko Janakari*, *19*(2), 10-14. doi: 10.3126/banko.v19i2.2979

Bautista-Hernández, J. and Torres-Pérez, J. (2003). Valoración económica del almacenamiento de carbono del bosque tropical del ejido Noh Bec, Quintana Roo, México. *Revista Chapingo. Series Forestales y del ambiente, 9*(1), 69-75.

Campbell, M. M. and Sederoff, R. R. (1996). Variation in lignin content and composition (Mechanism of control and

implications for the genetic improvement of plants. *Plant Physiology, 110*, 3-13.

Castaño-Santamaría, J. and Bravo, F. (2012).Variation in carbon concentration and basic density along stems of sessile oak (*Quercus petraea*(Matt.) Liebl.) and Pyrenean oak (*Quercus pyrenaica*Willd.) in the Cantabrian Range (NW Spain).*Annals of Forest Science*, *69*, 663–672. doi: 10.1007/s13595-012-0183-6.

Comisión Nacional Forestal (2012). *Logros y perspectivas del desarrollo forestal en México 2007-2012*. Zapopan, Jalisco: Comisión Nacional Forestal. Recuperado de http://www.conafor.gob.mx:8080/biblioteca/ver.aspx?articulo=489

Cunha-e-Sá, M., Rosa, R. and Costa-Duarte, R. (2013).Natural carbon capture and storage (NCCS): Forests, land use and carbon accounting. *Resource and Energy Economics*, *35*, 148-170.

Dhillon, R. S. and von Wuehlisch, G. (2013). Mitigation of global warming through renewable biomass. *Biomass Bioenergy*, *48*, 75-89. doi: 10.1016/j.biombioe.2012.11.005

Elias, M. and Potvin, C. (2003). Assessing inter- and intra-specific variation in trunk carbon concentration for 32 neotropical tree species. *Canadian Journal of Forest Research*, *33*, 1039-1045. doi: 10.1139/x03-018

Gibbs, H. K., Brown, S., Niles, J. O. and Foley, J. A. (2007). Monitoring and estimating tropical forest carbon stocks: making REDD a reality. *Environmental Research Letters, 2*(4), 45023. doi: 10.1088/1748-9326/2/4/045023

Gonzalez-Benecke, C. A., Samuelson, L. J., Martin, T. A., Cropper, W. P., Johnsen, K.H., Stokes, T.A., Butnor, J. R. and Anderson, P. H. (2015). Modeling the effects of forest management on in situ and ex situ longleaf pine forest carbon stocks. *Forest Ecology and Management*, *355*, 24-36. doi: 10.1016/j.foreco.2015.02.029

Hernández-Vásquez, E., Campos-Ángeles, G., Enríquez-Del Valle, J., Rodrígues-Ortiz, G. and Velasco-Velasco, V. (2012). Captura de carbono por *Inga jinicuil* Schltdl. en un sistema agroforestal de café bajo sombra. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales, 3*(9), 11-21.

Hoch, G., Richter, A. and Korner, C. (2003). Non-structural carbon compounds in temperate forest trees. *Plant, Cell & Environment,26*,1067-1081.doi:10.1046/j.0016-8025.2003.01032.x

Intergovermental Panel on Climate Change [IPCC] (2006). *Forest lands. Intergovernmental Panel on Climate Change Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories* (Vol. 4). Hayama, Japan: Institute for Global Environmental Strategies.

International Energy Agency [IEA] (2011). *CO2 emissions from fuel combustion-Highlights 2011*. Recuperado de http://www.iea.org/media/statistics/co2highlights.pdf

International Energy Agency (2015). CO2 *Emissions from fuel combustion highlights 2015*. Recuperado de www.iea.org/publications/freepublications/publication/co2-emissions-from-fuel-combustion-highlights-2015.html

Jiménez-Pérez, J., Treviño-Garza, E. and Yerena-Yamallel, J. (2013). Concentración de carbono en especies del bosque de Pino-Encino en la Sierra Madre Oriental. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, *4*(17), 50–61.

Johnson, D. M., McCulloh, K. A., Woodruff, D. R. and Meinzer, F. C. (2012). Hydraulic safety margins and embolism reversal in stems and leaves: why are conifers and angiosperms so different? *Plant Science, 195*, 48-53. doi: 10.1016/j.plantsci.2012.06.010

Lamlom, S. H. and Savidge, R. A. (2003). A reassessment of carbon content in wood: variation within and between 41 North American species. *Biomass and Bioenergy, 25*(4), 381-388.

Martin, A. R. and Thomas, S. C. (2011). A reassessment of carbon content in tropical trees. *PLoS One*, *6*, e23533. doi:10.1371/journal.pone.0023533.

Masera, O. R., Cerón, A. D. and Ordoñez, A. (2001). Forestry mitigation options for Mexico: finding synergies between national sustainable development priorities and global concerns. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, *6*, 291-312. doi: 10.1023/A:1013327019175

Murray-Tortarolo, G., Friedlingstein, P., Sitch, S., Jaramillo, V. J., Murguía-Flores, F., Anav, A. and Zeng, N. (2016). The carbon cycle in Mexico: past, present and future of C stocks and fluxes. *Biogeosciences*, *13*(1), 223-238. doi: 10.5194/bg-13-223-2016

Nair, P. K. R., Kumar, B. M. and Nair, V. D. (2009). Agroforestry as a strategy for carbon sequestration. *Journal of*

Plant Nutrition and Soil Science, *172*(1), 10-23. doi: 10.1002/jpln.200800030.

Ordóñez D., J. A. B., Galicia N., A., Venegas M., N. J., Hernández T., T., Ordóñez D., M. J. and Dávalos-Sotelo, R. (2015). Densidad de las maderas mexicanas por tipo de vegetación con base en la clasificación de J. Rzedowski: compilación. *Madera y Bosques*, *21*(núm. especial), 77-126. doi: 10.21829/myb.2015.210428

Ordóñez, J. A. B., de Jong, B. H. J., García-Oliva, F., Avila, F. L., Pérez, J. V., Guerrero, G., Martínez, R. y Masera, O. (2008). Carbon content in vegetation, litter, and soil under 10 different land-use and land-cover classes in the Central highlands of Michoacan, Mexico. *Forest Ecology and Management, 255*(7):2074-2084. doi: 10.1016/j.foreco.2007.12.024

Pineda-López, M. R., Sánchez-Velásquez, L. R., Vázquez-Domínguez, G. and Rojo Alboreca, A. (2013). The effects of land use change on carbon content in the aerial biomass of an *Abies religiosa* (Kunth Schltdl. et Cham.) forest in central Veracruz, Mexico. Forest Systems, 22(1), 82-93. doi: 10.5424/fs/2013221-02756

Poulter, B., Frank, D., Ciais, P., Myneni, R. B., Andela, N., Bi, J., Broquet, G., Canadell, J. G., Chevallier, F., Liu, Y. Y., Running, S., Sitch, S. and van der Werf, G. R. (2014). Contribution of semi-arid ecosystems to interannual variability of the global carbon cycle. *Nature, 509*, 600-603. doi: 10.1038/nature13376

Ravindranath, N. H. and Ostwald, M. (2008). *Carbon inventory methods: Handbook for greenhouse gas.Carbon Mitigation and Roundwood Production Projects*. New York: Springer.

Razo-Zárate, R., Gordillo-Martínez, A. J., Rodríguez-Laguna, R., Maycotte-Morales, C. C. and Acevedo-Sandoval, O. A. (2013). Estimación de biomasa y carbono almacenado en árboles de oyamel afectados por el fuego en el Parque Nacional "El Chico", Hidalgo, México. *Madera Bosques*, *19*(2), 73-86. doi: 10.21829/myb.2013.192341

Razo-Zárate, R., Gordillo-Martínez, A. J., Rodríguez-Laguna, R., Maycotte-Morales, C. C. and Acevedo-Sandoval, O. A. (2015). Coeficientes de carbono para arbustos y herbáceas del bosque de oyamel del Parque Nacional El Chico. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, *6*(31), 58-67.

Sarukhán, J., Koleff, P., Carabias, J., Soberón, J., Dirzo, R., Llorente-Bousquets, J. and de la Maza, J. (2009). Capital natural de México: conocimiento actual, evaluación y perspectivas de sustentabilidad. Síntesis. México, D.F.: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.

Sharma, T., Kurz, W. A., Stinson, G., Pellatt, M. G. and Li, Q. (2013). A 100-year conservation experiment: Impacts on forest carbon stocks and fluxes. *Forest Ecology and Management*, *310*, 242-355. doi: 10.1016/j.foreco.2013.06.048

Silva-Arredondo, F. y Návar-Cháidez, J. (2009).Estimación de factores de expansión de carbono en comunidades forestales templadas del norte de Durango, *México. Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, *15*(2), 155–160.

Stas, S. M. (2014). *Above-ground biomass and carbon stocks in a secondary forest in comparison with adjacent primary forest on limestone in Seram, the Moluccas, Indonesia* (*Working Paper 145*). Bogor, Indonesia: CIFOR.

Thomas, S.C. and Martin, A. R. (2012). Carbon content of tree tissues: A synthesis. *Forests*, *3*, 332-352. doi: 10.3390/f3020332

Torres-Rojo, J. M. and Guevara-Sanginés, A. (2002). El potencial de México para la producción de servicios ambientales: captura de carbono y desempeño hidráulico. *Gaceta Ecológica*, *63*, 40-59.

Villanueva-López, G., Martínez-Zurimendi, P., Casanova-Lugo, F., Ramírez-Avilés, L. and Montañez-Escalante, P. I. (2015). Carbon storage in livestock systems with and without live fences of *Gliricidia sepium* in the humid tropics of Mexico. *Agroforestry Systems*, *89*(6), 1083-1096. doi: 10.1007/s10457-015-9836-4

Weedon, J. T., Cornwell, W. K., Cornelissen, J. H. C., Zanne, A. E., Wirth, C., and Coomes, D. A. (2009). Global meta-analysis of wood decomposition rates: a role for trait variation among tree species? *Ecology Letters, 12*(1), 45-56. doi: 10.1111/j.1461-0248.2008.01259.x

Whitehead, D. C. (2000). Nutrient elements in grassland: soil-plant-animal relationships. New York: CAB International.

Yerena, J. I., Jiménez, J., Aguirre, O. A. y Treviño, E. J. (2012). Contenido de carbono total de especies arbóreas y arbustivas en áreas con diferente uso, en el matorral espinoso tamaulipeco, en México. *Bosque, 33*(2):145-152. doi: 10.4067/S0717-92002012000200004

Zhang, Q., Wang, C., Wang, X. and Quan, X. (2009). Carbon concentration variability of 10 Chinese temperate tree species. *Forest Ecology and Management*, *258*(5), 722-727.

Received: 31 January 2017
Accepted: 6 April 2017

This paper must be cited as:
Pompa-García, M. and Sigala-Rodríguez, J. A. (2017). Variation of carbon uptake from forest species in Mexico: a review. *Madera y Bosques, 23*(2), 225-235. doi: 10.21829.myb.2017.2321512

Guía de autores

Estructura de los trabajos

Los manuscritos que se sometan, deben presentarse en archivo digital en la página electrónica de la revista (http://myb.ojs.inecol.mx/index.php/myb/about/submissions#onlineSubmissions) en tamaño carta (216 mm x 269 mm), con un tamaño de letra Times New Roman de 12 pt, con interlineado doble, con 30 mm de margen izquierdo y 25 mm en el resto. Se numerarán en la parte superior derecha. Los artículos deben tener una extensión máxima de 30 páginas, incluyendo tablas y figuras. Las notas no deben exceder 15 páginas incluyendo tablas y figuras.

El manuscrito debe omitir los nombres y adscripciones de los autores, así como los reconocimientos, para mantener el anonimato de la autoría hacia los árbitros. En archivo separado, preparar la página titular del manuscrito y enviar como archivo complementario. La página titular debe contener: título en español y en inglés, nombres de los autores y su lugar de adscripción. El título del manuscrito debe ser claro y conciso, no debe exceder 90 caracteres.

Los artículos científicos y las notas científicas deben contener, y en este orden: Título en español, Título en inglés, Resumen, Palabras clave, «*Abstract*», «*Keywords*», Introducción, Objetivos, Materiales y métodos, Resultados, Discusión, Conclusiones, Reconocimientos (optativo) y Referencias.

a) El título del manuscrito se escribe en mayúsculas y minúsculas, en español y en inglés
b) El **resumen** (250 palabras) debe ser estructurado incluyendo los siguientes componentes:
   Propósito del estudio (por qué se realizó, cuáles son las preguntas principales relacionadas con el tema).
   Métodos
   Resultados más importantes
   Conclusiones (qué debe tomar el lector de este artículo)
   El resumen debe ser escrito de tal forma que capture el interés del lector y debe evitar la inclusión de citas.
   La versión en inglés se denominará «abstract». Después de cada resumen y "*abstract*" deben incluirse hasta seis palabras clave o «*keywords*» relacionadas con el método o resultados del estudio, pero que no estén contenidas en el título. Solamente los nombres propios deben ponerse en mayúsculas, las palabras clave deben colocarse en orden alfabético, separadas por punto y coma. Seleccione palabras que los lectores pudieran estar buscando y palabras mencionadas frecuentemente en el texto. También puede incluir el nombre de las especies o géneros de las plantas bajo estudio.
c) En la **introducción** se describe el estado actual del conocimiento sobre el tema, con el debido respaldo de la bibliografía revisada y se discute la importancia que tiene lograr y divulgar avances al respecto. En este punto no se incluyen tablas ni ilustraciones.
d) En **objetivos** se presentan de manera concisa y clara los propósitos del estudio.
e) En **materiales** y **métodos** se explica cuidadosamente cómo se desarrolló el trabajo. En forma precisa y completa se da una visión clara de los métodos aplicados y los materiales empleados. Cuando el método no sea original, se deben citar con claridad las fuentes de información. Se pueden incluir tablas e ilustraciones, que de ninguna manera se repitan en otra parte del texto.
f) La sección de **resultados** está reservada para todas las informaciones técnicas obtenidas, estadísticamente respaldadas. Los comentarios que se incluyan en este punto son sólo los indispensables para la fácil comprensión de la información presentada.
g) En **discusión** se analizan los resultados obtenidos, sus limitaciones y su trascendencia, se relacionan con la información bibliográfica previamente reunida y se pueden plantear necesidades de trabajos futuros que aumenten el conocimiento sobre el tema.
h) Las **conclusiones** rescatan lo más valioso o consistente de los resultados y aquellos aspectos más débiles que requieran de mayor trabajo o investigación.
i) **Reconocimientos** es un punto optativo, destinado a los créditos a instituciones colaboradoras, fuentes de financiamiento, etc. Si se va a incluir este apartado, en la versión original para revisión debe colocarse el título del mismo, pero no los reconocimientos como tal. Estos sólo se deben incluir en la versión final para publicación.
j) En las **referencias** solamente se incluyen aquellas citadas en el documento. Deben listarse alfabéticamente por autor y con una línea en blanco entre cada referencia. Se debe utilizar el sistema de referencias APA; en los siguientes enlaces puede encontrar información sobre este sistema de referencias:
   http://www.udec.edu.mx/i2012/investigacion/investigacion.html
   http://normasapa.net/normas-apa-2016
   http://www.apastyle.org/learn/tutorials/basics-tutorial.aspx
k) Las **tablas** deben utilizarse para presentar resultados. El título se coloca en la parte superior, con mayúsculas y minúsculas. En la versión original, para revisión, se incluyen en el cuerpo del texto. Para la versión corregida, posterior a las evaluaciones, se deben enviar en archivo de Word, separadas del archivo del cuerpo del manuscrito.
l) Las **ilustraciones** (diagramas, gráficas, mapas, etc.) deben utilizarse cuando contribuyen a presentar la información de manera más clara; pueden ser realizadas en color negro o escala de grises (la revista cuenta con un presupuesto limitado para impresión de figuras en color. Si ese presupuesto fuera rebasado, los costos adicionales por impresión en color serían cubiertos por el autor). En la versión para revisión, las ilustraciones se deben incluir en el archivo de texto. Para la versión corregida, revise las indicaciones más adelante en esta guía en «Presentación final». Los pies de figura se escriben en la parte inferior y con minúsculas; en el texto se citan como «figura X» o bien entre paréntesis como (Fig. X).
m) Se utilizan las **unidades** de medida del SI. Para mayores detalles, se sugiere consultar el documento «CENAM-MMM-PT-003», que puede obtenerse en la página electrónica del Centro Nacional de Metrología (CENAM)
   http://www.cenam.mx/publicaciones/gratuitas/descarga/default.aspx?arch=/CENAM-MMM-PT-003.pdf
n) **Notaciones**. La nomenclatura de las ecuaciones se escribe debajo de cada una de ellas. De igual manera, las abreviaturas que se utilicen en las tablas se deben definir al pie de la tabla.

Los manuscritos que no cumplan con el formato no serán enviados a los evaluadores y serán regresados a los autores para que los pongan en el formato. Asimismo, los autores deben firmar el formato de confirmación de originalidad.

Presentacion final

La revista requiere que los manuscritos aceptados sean entregados en formato electrónico por medio del sistema OJS, conservando el formato original de los manuscritos revisados: tamaño de papel, de letra, numeración etc. Sin embargo, en esta versión corregida, sí se deben incluir los nombres de los autores y sus adscripciones, además de que **los gráficos y las tablas no deben estar integrados al texto**. Todas las figuras deben enviarse en archivos por separado (no archivos de Word), en formato tiff, jpg, etc., con al menos 300 ppp de resolución (considerando el tamaño en que serán impresos; es decir, si la figura será impresa a lo ancho de una columna, se requieren al menos 1050 puntos de ancho; si la figura será impresa a lo ancho de la caja de texto, se requieren al menos 2200 puntos de ancho), o en formato pdf o eps si las imágenes son vectoriales. Las tablas deben enviarse todas juntas en un archivo de Word, adicional al archivo con el cuerpo del manuscrito. No se **requieren manuscritos impresos**.

Author´s guide

Structure of the manuscripts

The manuscripts submitted must be presented in digital form on the electronic page of the journal (http://myb.ojs.inecol.mx/index.php/myb/about/submissions#onlineSubmissions) in letter-size paper (216 mm x 269 mm: 8-1/2" x 11"), doubly spaced, with Times New Roman font size of 12 pt., with a left margin of 30 mm and the rest of 25 mm, numbered at the upper right corner. The **maximum extension** of the papers will be 30 pages written on a single side for the full-length papers (including tables and figures) and 15 pages (including tables and figures) for scientific notes.

The manuscript for evaluation must omit names and affiliations of the authors as well as acknowledgements, in order to keep double-blind evaluation. The Title page must be presented in a separate file and should be sent as complementary file. The Title page must contain: Title, names and affiliations of authors, including e-mail addresses.

Scientific papers and notes must contain the following sections in this order: Title, Abstract, Keywords, Introduction, Materials and methods, Results, Discussion, Conclusions, Acknowledgements (optional) and References. The title of the papers should not exceed of 90 characters.

a) The first page must include the title of the article in upper and lower case characters.
b) The **abstract** (250 words **maximum**) must be structured as follows:
   Purpose of the study (why the work was done, what major questions of research in this field are addressed).
   Methods
   Key results
   Conclusions (what major points should the reader take from this article)
   The abstract should be written to capture the interest of the reader. Avoid citation to references.
   Provide a list of 5–6 Keywords. Capitalize proper nouns, place in alphabetical order, and separated by semicolons. Choose words that readers might be searching for, and words frequently included in the text. You may also include the name of the plant species or gender under study.
c) In the **introduction** a brief description of the state of knowledge of the subject matter of the paper must be given, with the appropriate review of literature; the importance of the study reported must be highlighted. In this item, no tables or figures are to be included.
d) In **objectives**, the purposes of the study will be clearly and concisely stated.
e) In **materials and methods**, it will be carefully explained how the work was carried out. In a precise and complete form, a clear vision of the methods applied and the materials used shall be given. When the methodology is not original, the sources of information shall be clearly stated. Tables and illustrations can be given that are not repeated in any other part of the text.
f) The section of **results** will be reserved for all the technical information obtained, statistically supported. Comments included here will be only those necessary to clarify the information presented.
g) In **discussion**, the results obtained will be analyzed, as well as their limitations and relevance; they will be related with the bibliographic information previously gathered and the eventual necessity of further work which could augment the state of knowledge on the subject could be disclosed.
h) The **conclusions** will highlight the most valuable or consistent aspects of the work reported along with those aspects deemed the weakest which require further work or investigations.
i) The **Acknowledgements** section is an optional point, reserved for credits to collaborating institutions, financial sources, etc.
j) In the **references**, only those quoted in the paper will be included. They must be listed alphabetically by author's last names, separated by a blank line. The APA citation system should be utilized; in the following links you could find information about this citation system: http://www.apastyle.org/learn/tutorials/basics-tutorial.aspx
k) The **tables** must be utilized to present results. The heading will come on top with upper and lower case letters. In the original version for review, they must be included in the body of the text. For the corrected version after evaluation, they should be sent in a Word file, separate from the body of the manuscript file.
l) The **illustrations** (pictures, diagrams, graphs, etc.) must be utilized when they contribute to present the information in the clearest way. Figures in black and white or color, when neccesary, with excellent resolution and contrast may be accepted. The figures captions shall be written on the bottom and with lower case letters; in the text they will be mentioned as "figure X" or in parenthesis as (Fig. X). In the original version for reviewing, figures must be included in the manuscript. For the corrected version after evaluation, they should be sent in separate files, see details in «Final presentation» bellow.
m) **Units**. SI system will be used.
n) **Notations**. The nomenclature of the equations must be listed under each one. Similarly, the abbreviations used in the tables must be defined at the foot of the table.

The manuscripts that do not conform to the format will not be sent to the reviewers. Also, the authors must sign the format of "Confirmation of unpublished manuscript" which must be uploaded into the system as an additional file.

Final presentation

accepted manuscripts must be delivered through OJS, keeping the original format (paper size, font size, page numbering, etc.). However, illustrations and tables must not be included in the text file. They must be uploaded in image format (JPG, TIFF, etc. no Word files); if they are vectorial images, they may be pdf or eps files. Tiff and jpg files must be produced in 300 dpi at least (considering the final size of the figure, i.e. if they are going to be printed in a column width, they must be 1050 dots at least; if they are going to be printed full text box width, they must be 2200 dots at least. Tables must be sent in a separate Word file (not in the main text file). **Hard copies of the documents are not required.**

Madera y Bosques

vol. **23** núm. **2** Verano **2017**

Se terminó de imprimir en el mes de agosto de 2017
En los talleres de Mtra. María de Guadalupe González Aragón,
Nayarit No. 63, Col. Roma Sur, Delegación Cuauhtémoc,
C.P. 06760, Ciudad de México

La edición consta de 20 ejemplares
más sobrantes para reposición.

Contenido

artículos científicos

Efectos de las actividades de labranza en el índice de área foliar en una plantación de *Tectona grandis* en la zona norte de Costa Rica 07
Juan Carlos Valverde, Mario Guevara-Bonilla, Dagoberto Arias, Elemer Briceño y Edwin Esquivel

Anatomía de la madera de especies de la selva baja caducifolia de Tamaulipas, México 21
Monserrat Ramírez-Martínez, Teresa Terrazas, Silvia Aguilar-Rodríguez y José Guadalupe Martínez-Ávalos

Espuma fenólica de célula abierta hidratada como medio para mitigar estrés hídrico en plántulas de *Pinus leiophylla* 43
Abraham Palacios-Romero, Rodrigo Rodríguez-Laguna, Ramón Razo-Zárate, Joel Meza-Rangel, Francisco Prieto-García y M. de la Luz Hernández-Flores

Análisis de subsidio al sector silvícola de la región del Biobío, Chile 53
Cristian Mardones y Andrea Hernández

Monitoreo de la degradación forestal en México con base en el inventario nacional forestal y de suelos (Infys) 69
Ángel Leyva-Ovalle, José René Valdez-Lazalde, Héctor Manuel de los Santos-Posadas, Tomás Martínez-Trinidad, José Andrés Herrera-Corredor, Oziel Lugo-Espinosa y José Rodolfo García-Nava

Diversidad y estructura genética de *Quercus crassifolia* en sitios de manejo forestal y uso local en Sierra Juárez, Oaxaca 85
Montserrat Gorgonio-Ramírez, Ricardo Clark Tapia, Jorge E. Campos, Alejandro Monsalvo Reyes y Cecilia Alfonso Corrado

Dinámica de fragmentación en la Sierra Madre Oriental y su impacto sobre la distribución potencial de la avifauna 99
Jaime Castro-Navarro, Francisco Javier Sahagún-Sánchez y Humberto Reyes-Hernández

Evaluación de las tasas de deforestación en Michoacán a escala detallada mediante un método híbrido de clasificación de imágenes SPOT 119
Jean-François Mas, Richard Lemoine-Rodríguez, Rafael González, Jairo López-Sánchez, Andrés Piña- Garduño y Evelyn Herrera-Flores

Land use and land cover dynamics in the dehesa of Sierra Morena Biosphere Reserve (Sierra Norte de Sevilla Natural Park, Spain). 1956-2007 133
Juan Manuel Mancilla-Leytón, Antonio Puerto-Marchena and Ángel Martín-Vicente

Influencia de factores edáficos en el crecimiento de una plantación de *Pinus greggii* Engelm. en Santiago de Anaya, Hidalgo, México 145
Pedro Antonio Domínguez-Calleros, Rodrigo Rodríguez-Laguna, Juan Capulín-Grande, Ramón Razo- Zárate y Manuel Antonio Díaz-Vásquez

Natural resistance of four Amazon woods submitted to xylophagous fungal infection under laboratory conditions 155
Alisson Rodrigo Souza Reis, Luciane Pereira Reis, Miguel Alves Júnior, Josiane Celerino de Carvalho and Jhonata Ribeiro da Silva

Evaluación de ecuaciones alométricas de biomasa epígea en una selva mediana subcaducifolia de Yucatán 163
Gustavo Ramírez Ramírez, Juan Manuel Dupuy Rada, Luis Ramírez y Avilés y Francisco J. Solorio Sánchez

Surface quality of the *Ficus* sp. wood veneers submitted to finishing treatments 181
Karolina do Nascimento Pereira, Joaquim Carlos Gonçalez, Joabel Raabe y Alexandre Florian da Costa

Natural durability and dimensional stability of white mulberry (*Morus alba* L.) for Middle Eastern lutes 193
Aida Se Golpayegani, Marie-France Thevenon, Iris Bremaud, Kambiz Pourtahmasi and Joseph Gril

Prospectiva del sistema organizacional del sector forestal en Chihuahua, México 205
Susana Vázquez-Álvarez, Concepción Luján-Álvarez, Jesús Miguel Olivas-García, Hilda Guadalupe González-Hernández y Humberto Luján-Álvarez

revisiones bibliográficas

Variation of carbon uptake from forest species in Mexico: a review 225
Marín Pompa-García y José Ángel Sigala-Rodríguez

INECOL

CONACYT